



UNIVERSIDAD
NACIONAL
AUTÓNOMA DE
NICARAGUA,
MANAGUA
UNAN-MANAGUA

CENTRO PARA LA INVESTIGACIÓN
EN RECURSOS ACUÁTICOS
DE NICARAGUA

CIRA/UNAN-MANAGUA



Trabajo de Tesis Para optar al
grado de Máster en Ciencias
del Agua

**Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.**

German Onil Rodríguez Cruz

CARNET 14762762

Tutor: MSc. Maynor A. Ruiz Álvarez

Asesoras: MSc. Ninoska Chow Wong

Dra. Katia Montenegro Rayo

Managua, 6 de Marzo 2019



UNIVERSIDAD
NACIONAL
AUTÓNOMA DE
NICARAGUA,
MANAGUA
UNAN-MANAGUA

CENTRO PARA LA INVESTIGACIÓN
EN RECURSOS ACUÁTICOS
DE NICARAGUA

CIRA/UNAN-MANAGUA



Trabajo de Tesis Para optar al
grado de Máster en Ciencias
del Agua

**Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.**

German Onil Rodríguez Cruz

CARNET 14762762

Tutor: MSc. Maynor A. Ruiz Álvarez

Asesoras: MSc. Ninoska Chow Wong

Dra. Katia Montenegro Rayo

Managua, 6 de Marzo 2019

Dedicatoria

A todas las personas que de una u otra manera aportaron de manera tangible o intangible a que se logrará el objetivo final de esta investigación, a los que con sus palabras de ánimos, me invitaron a no rendirme. Sin embargo, este documento va especialmente dedicado a mi madre; Alicia Cruz Ruíz, quien con su ejemplo me ha enseñado a ser perseverante y alcanzar todo aquello que sueña.

También mi esfuerzo esta dedicado a la ciudad de Tegucigalpa, lugar que me vio nacer, crecer y formarme. Una ciudad que despierta en mí, un profundo amor, cariño y nostalgia cada vez que estoy lejos de ella y como un buen hijo dedico mi esfuerzo a crear un mejor lugar para todos los que vivimos en ella.

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer a mi tutor y asesoras que hicieron posible esta investigación, aportaron sus conocimientos y esfuerzo. A la Doctora Lourdes Reyes por abrirme las puertas del Laboratorio de Control de Calidad de la Unidad Metropolitana del SANAA, quien no dudo en ningún momento en apoyarme.

A las diferentes instituciones que colaboraron:

- Centro de Investigación para los Recursos Acuáticos (CIRA-UNAN)
- Servicio Autónomo Nacional de Acueductos y Alcantarillados (SANAA)
- Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD)
- Secretaria General del Sistema de Integración Centroamericano (SG-SICA)
- Instituto Hondureño de Ciencias de la Tierra (IHCIT-UNAH)
- La organización no gubernamental GOAL Honduras
- Laboratorio de Biotecnología de la UNAN-Managua



Agradecimientos especiales al personal técnico del SANAA por su voluntad y buen animo en cada campaña de muestreo sobre todo al ingeniero Roque Andrade. A los profesores, laboratoristas y personal administrativo del CIRA que se involucraron, por todos sus consejos y lecciones, en especial a la profesora Rafaela Saavedra, Jairo López, María Salas y Valeria Delgado por su infinita paciencia. A los diferentes amigos que estuvieron pendientes y que también hicieron sus aportes: la gerente de ticabus en Tegucigalpa, Susana Bonilla, a mi amigo incondicional Michael Fallon por ayudarme en los momentos más críticos de esta investigación, Diana Steinmetz por aguantar mis eternas conversaciones sobre mi tesis, Cristiam García, Mario Barbeyto, Lilian Charchalac, Eduard Ortiz, Profesora Alba Isbela Hernández y muchos más.

A mi familia, a mis hermanos Emerson y Diana Rodríguez, a mi cuñada Camila Zanna, a mi sobrino René Rodríguez. A los miembros del jurado examinador (CIRA), la MSc. Junette Molina, MSc. Luis Moreno y MSc. Elizabeth Peña por el tiempo dedicado.

ÍNDICE GENERAL

INTRODUCCIÓN	1
ÁREA DE ESTUDIO	4
ANTECEDENTES	6
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	8
OBJETIVOS	10
OBJETIVO GENERAL	10
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
JUSTIFICACIÓN	11
MARCO TEÓRICO	13
VARIABILIDAD CLIMÁTICA EN LA DISPONIBILIDAD Y CALIDAD DEL AGUA	13
CRITERIO ENSO (EL NIÑO OSCILACIÓN DEL SUR)	14
CAPÍTULO 1.DISPONIBILIDAD DE AGUA Y SEDIMENTACIÓN	17
1.1 <i>Balance Hídrico</i>	17
CAPÍTULO 2.CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DEL AGUA	
PARA CONSUMO HUMANO Y VIDA ACUÁTICA	19
2.1 <i>Calidad de agua para uso de consumo humano</i>	19
2.2 <i>Calidad de agua para uso de protección de la vida acuática</i>	19
2.2.1 Directrices Canadienses (CCME) para la calidad de agua en uso de	
protección de la vida acuática	20
2.2.2 Criterios Estadounidenses (USEPA) para la calidad de agua en uso	
de protección de la vida acuática	20
2.3 <i>Parámetros físico-químicos y bacteriológicos de interés</i>	20
CAPÍTULO 3.CALIDAD BIOLÓGICA, ÍNDICES BIOLÓGICOS, ESTADO	
TRÓFICO 25	
3.1 <i>Calidad Biológica</i>	26
3.1.1 Fitoplancton	26
3.1.2 Zooplancton	27
3.1.3 Zoobentos	29
3.2 <i>Índices Biológicos</i>	31
3.2.1 Índices de Diversidad	31
3.2.1.1 Índices de Riqueza	32
3.2.1.2 Índices de Equidad	32
3.2.1.3 Índices de Dominancia	33
3.2.1.4 Índices de Similitud	34
3.3 <i>Estado Trófico</i>	34
CAPÍTULO 4.CARACTERIZACIÓN DE LOS SEDIMENTOS	36
METODOLOGÍA	40
CAPÍTULO 1.DISPONIBILIDAD DE AGUA Y SEDIMENTACIÓN	40
1.1 <i>Puntos de muestreo</i>	40
1.2 <i>Balances Hídricos (método de Thornthwaite (1948))</i>	41

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

1.3	<i>Trampas de sedimentos</i>	41
CAPÍTULO 2. CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA.....		43
2.1	<i>Calidad de agua para uso potable y protección de la vida acuática</i>	43
2.2	<i>Cálculo de los índices de calidad de agua para consumo humano y protección de la vida acuática</i>	44
2.3	<i>Estimación del impacto del cambio climático sobre la calidad del agua</i>	44
2.4	<i>Índices de Calidad de Agua (Water Quality Index, WQI)</i>	44
CAPÍTULO 3. CALIDAD BIOLÓGICA DE LAS COMUNIDADES PLANCTÓNICAS Y BENTÓNICA Y EL ESTADO TRÓFICO.....		47
3.1	<i>Fitoplancton</i> ,.....	47
3.1.1	Toma de muestras en el campo	47
3.1.2	Análisis en el laboratorio.....	47
3.2	<i>Zooplancton</i>	48
3.2.1	Toma de muestras en el campo	48
3.2.2	Análisis en el laboratorio.....	48
3.3	<i>Zoobentos</i>	48
3.3.1	Toma de muestras en el campo	48
3.3.2	Análisis en el laboratorio.....	49
3.4	<i>Índices del Estado Trófico</i>	49
3.4.1	Índice de Carlson (1977)	49
3.4.2	Índice de Carlson y Simpson (1996).....	49
3.4.3	Índice de Toledo Jr. <i>et al.</i> , (1985)	50
3.4.4	Índice de Margalef (1975; 1983).....	51
3.4.5	Índice de Vollenweider (1968) en Wetzel (1993)	51
CAPÍTULO 4. GRANULOMETRÍA Y CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS CON BASE EN METALES TRAZA DE INTERÉS		52
4.1	<i>Granulometría</i>	52
4.2	<i>Metales traza de interés</i>	52
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		53
CAPÍTULO 1. DISPONIBILIDAD DE AGUA Y SEDIMENTACIÓN.....		53
1.1	<i>Usos del agua</i>	53
1.2	<i>Balance Hídrico histórico, período 2001 al 2015</i>	54
1.3	<i>Balance Hídrico período 2015 – 2016</i>	57
1.4	<i>Estatus IRI/ENSO para el periodo 2015 – 2016</i>	58
1.5	<i>Transporte de sedimentos</i>	58
CAPÍTULO 2. CALIDAD DE AGUA.....		61
2.1	<i>Calidad del agua para consumo humano de acuerdo a la Norma Técnica para la calidad del agua potable de Honduras (Acuerdo No. 084)</i>	61
2.2	<i>Calidad del agua para protección de la vida acuática de acuerdo a la directriz Canadiense</i>	65
2.3	<i>Calidad del agua para protección de la vida acuática de acuerdo al criterio de la Agencia de Protección Ambiental (USEPA) de los Estados Unidos de América</i>	69
2.4	<i>Metales en el agua de las trampas de sedimentos</i>	73
2.5	<i>Aspectos físicos, nutrientes y microbiológicos</i>	77
2.5.1	Temperatura superficial	77

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

2.5.2	Oxígeno disuelto superficial	78
	Perfiles de oxígeno disuelto y temperatura	78
2.5.3	pH superficial	84
2.5.4	Conductividad eléctrica superficial	85
	Perfiles de pH y conductividad eléctrica	86
2.5.5	Transparencia	91
2.5.6	Nutrientes	91
2.5.7	Microbiología	96
CAPÍTULO 3. CALIDAD BIOLÓGICA DE LAS COMUNIDADES PLANCTÓNICAS Y BENTÓNICAS, ESTADO TRÓFICO (PERÍODO 2015 – 2016)		99
3.1	<i>Fitoplancton</i>	99
3.1.1	Estructura Comunitaria	99
3.1.2	Abundancia Numérica	103
3.1.3	<i>Clorofila-a</i>	107
3.1.4	Índices de Diversidad, Equidad y Similitud	108
3.1.4.1	Índices de Riqueza	109
3.1.4.2	Índices de Equidad	110
3.1.4.3	Índices de Dominancia	112
3.1.4.4	Índices de Similitud	113
3.2	<i>Zooplancton</i>	114
3.2.1	Estructura Comunitaria	114
3.2.2	Abundancia Numérica	119
3.2.3	Índices de Diversidad, Equidad y Similitud	124
3.2.3.1	Índices de Riqueza	124
3.2.3.2	Índices de Equidad	125
3.2.3.3	Índices de Dominancia	126
3.2.3.4	Índices de Similitud	128
3.3	<i>Zoobentos</i>	129
3.4	<i>Estado Trófico 2015 – 2016</i>	133
a)	Carlson (1977)	133
b)	Carlson y Simpson (1996)	135
c)	Toledo Jr. (1985)	136
d)	Margalef (1975; 1983)	137
e)	Vollenweider (1968) en Wetzel (1993)	139
CAPÍTULO 4. CARACTERIZACIÓN DE LOS SEDIMENTOS		140
4.1	<i>Elementos traza no normados</i>	140
4.1.1	Aluminio	141
4.1.2	Fósforo	141
4.1.3	Hierro	141
4.1.4	Manganeso	142
4.2	<i>Elementos traza normados por CCME</i>	143
4.2.1	Arsénico	144
4.2.2	Cobre	144
4.2.3	Plomo	145
4.2.4	Zinc	146
4.3	<i>Textura, humedad y materia orgánica</i>	147
4.4	<i>Granulometría</i>	150

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

CONCLUSIONES	151
CONCLUSIONES DEL OBJETIVO #1	151
CONCLUSIONES DEL OBJETIVO #2	152
CONCLUSIONES DEL OBJETIVO #3	153
CONCLUSIONES DEL OBJETIVO #4	154
RECOMENDACIONES PARA EL SERVICIO AUTONOMO NACIONAL DE ACUEDUCTOS Y ALCANTARILLADOS (SANAA)	155
RECOMENDACIONES DEL OBJETIVO #1	155
RECOMENDACIONES DEL OBJETIVO #2	156
RECOMENDACIÓN DEL OBJETIVO #3	156
RECOMENDACIONES DEL OBJETIVO #4	157
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	158
ANEXOS	186
ANEXOS DEL OBJETIVO #1	186
ANEXOS DEL OBJETIVO #2	195
ANEXOS DEL OBJETIVO #3	205

ÍNDICE DE CUADROS

Tabla 1. Características morfológicas de la sub-cuenca Guacerique.	5
Tabla 2. Características morfométricas del embalse Los Laureles.	5
Tabla 3. Clasificación del fenómeno de El Niño Oscilación del Sur de acuerdo a la temperatura superficial del océano Pacífico oriental.	16
Tabla 4. Ejemplos de valores medidos de transparencia y clorofila- <i>a</i> correspondientes a un valor de V.E.T. obtenido. Índice de Carlson (1977).	49
Tabla 5. Ejemplos de valores y categorías medidos para transparencia y clorofila- <i>a</i> correspondientes a un valor de V.E.T. obtenido con las ecuaciones. Índice de Carlson y Simpson.	50
Tabla 6. Ejemplos de valores y categorías medidos para transparencia y clorofila- <i>a</i> correspondientes a un valor del índice de estado trófico de Toledo Jr. obtenido con las ecuaciones.	50
Tabla 7. Valores y categorías para los criterios de clorofila – <i>a</i> , transparencia, números de células algas y nitratos correspondientes a un valor de valor establecido del índice de estado trófico de Margalef.	51
Tabla 8. Valores y categorías para el criterio de nitrógeno inorgánico correspondientes a un valor de valor establecido del índice de estado trófico de Vollenweider.	51
Tabla 9. Metales de interés analizados en los puntos Cortina y Centro del embalse Los Laureles con su método y límite de detección.	52
Tabla 10. Estaciones meteorológicas en la sub-cuenca Guacerique.	54
Tabla 11. Balance hídrico de la subcuenca Guacerique periodo 2001 al 2015. ...	55
Tabla 12. Resumen de balance hídrico anual del periodo 2001 al 2015 con estatus de fenómeno climatológico.	55
Tabla 13. Resumen de temperaturas medias mensuales en las 4 estaciones meteorológicas para el período 2015-2016.	57
Tabla 14. Precipitaciones media mensuales en las cuatro estaciones meteorológicas para el período 2015-2016.	57
Tabla 15. Resumen de balance hídrico periodo 2015 - 2016.	57
Tabla 16. Resumen de balances hídricos para cada una de las estaciones en funcionamiento para el período 2015-2016.	58
Tabla 17. Resultados de trampas de sedimentos, el aporte de sedimentos por parte de los tributarios y el río principal para el mes de junio	59
Tabla 18. Índices y categorías de calidad de agua para uso potable, de acuerdo a la norma técnica de calidad de agua de Honduras en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” desde 2002 hasta 2016.	63
Tabla 19. Índices y categorías de calidad de agua para uso potable, de acuerdo a la Norma Técnica de calidad de agua de Honduras en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” durante muestreos realizados entre 2015 y 2016.	64
Tabla 20. Índices y categorías de calidad de agua, de acuerdo a la Directriz Canadiense para la protección de la vida acuática (CCME) en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” desde 2002 hasta 2016.	67

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 21. Índices y categorías de calidad de agua, de acuerdo a la Directriz Canadiense para la protección de la vida acuática (CCME) en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” durante 2015 y 2016.	68
Tabla 22. Índices y categorías de calidad de agua, para uso de protección de la vida acuática de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA) en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” desde 2002 hasta 2016.....	71
Tabla 23. Índices y categorías de calidad de agua, para uso de protección de la vida acuática de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA) en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” durante 2015 y 2016.	72
Tabla 24. Metales en agua de las trampas de sedimento en la sub-cuenca Guacerique.....	73
Tabla 25. Norma técnica de calidad de agua de Honduras para consumo de agua potable y Directriz Canadiense (CCME) protección de la vida acuática.	73
Tabla 26. Valores recomendados de amonio total como NH_4^+ (mg.l^{-1}) de acuerdo a las directrices canadienses para vida acuática según los rangos de pH y temperatura que presenta el embalse Los Laureles	94
Tabla 27. Rango promedio y desviación estándar de concentraciones ($\mu\text{g.l}^{-1}$) de nutrientes detectadas a la altura del Disco Secchi (0,25 - 0,55 cm) durante muestreos realizados en los tres puntos seleccionados del embalse “Los Laureles”, Noviembre 2015 a Septiembre 2016.....	95
Tabla 28. Valores de materia orgánica (%) durante muestreos realizados en los tres puntos seleccionados del embalse “Los Laureles”, Noviembre 2015 a Septiembre 2016.	95
Tabla 29. Presencia – Ausencia de <i>e-coli</i> durante muestreos realizados en los tres puntos seleccionados del embalse “Los Laureles”, Noviembre 2015 a Septiembre 2016.	96
Tabla 30. Taxa comunes del fitoplancton en los diferentes puntos y muestreos realizados en el embalse “Los Laureles” (nov. 2015 – marzo 2016).....	102
Tabla 31. Abundancia relativa total de las especies por división del fitoplancton en los diferentes puntos y muestreos realizados en el embalse “Los Laureles” (nov. 2015 – marzo 2016).	105
Tabla 32. Índices de similitud de Jaccard, PSC y Sørensen para Fitoplancton. .	114
Tabla 33. Taxa comunes del zooplancton en los diferentes puntos y muestreos realizados en el embalse “Los Laureles” (Nov. 2015 hasta Marzo 2016).	118
Tabla 34. Abundancia relativa total de especies de los diferentes grupos del zooplancton en los puntos Cortina, Centro y Cola durante los cuatro muestreos realizados en Noviembre 2015 (I), enero (II), febrero (III) y marzo de 2016 (IV) en el embalse “Los Laureles”.....	120
Tabla 35. Índices de similitud de Jaccard, PSC y Sørense para Zooplancton. ...	128
Tabla 36. Parámetros físico-químicos del fondo del agua del embalse Los Laureles para los puntos Cortina y Centro, en los cuatro muestreos.	130
Tabla 37. Elementos traza del Punto Cortina (g.kg^{-1})	140
Tabla 38. Elementos traza del Punto Centro (g.kg^{-1})	140
Tabla 39. Elementos traza normados por CCME del Punto Cortina (mg.kg^{-1})	143
Tabla 40. Elementos traza normados por CCME del Punto Centro (mg.kg^{-1}).....	143

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 41. Textura, humedad y M.O. del Punto Cortina	148
Tabla 42. Textura, humedad y M.O. del Punto Centro	148
Tabla 43. Granulometría del punto Cortina	150
Tabla 44. Granulometría del punto Centro	150
Tabla 45. Información metereológica (Precipitación) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #1, “El Batallón”.	186
Tabla 46. Información metereológica (Precipitación) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #2, “Quiebramontes”.	187
Tabla 47. Información metereológica (Precipitación) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #3, “El Escarbadero”.	188
Tabla 48. Información metereológica (Precipitación) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #4, “Rincón de Dolores”.	188
Tabla 49. Información metereológica (Precipitación) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #5, “San Matías”.	189
Tabla 50. Información metereológica (Temperatura) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #1, “El Batallón”.	190
Tabla 51. Información metereológica (Temperatura) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #2, “Quiebramontes”.	191
Tabla 52. Información metereológica (Temperatura) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #3, “El Escarbadero”.	192
Tabla 53. Información metereológica (Temperatura) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #4, “Rincón de Dolores”.	192
Tabla 54. Información metereológica (Temperatura) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #5, “San Matías”.	193
Tabla 55. Información metereológica (Precipitación) año hidrológico 2015-2016 consolidado por estaciones.	194
Tabla 56. Información metereológica (Temperaturas) año hidrológico 2015-2016 consolidado por estaciones.	194
Tabla 57. Reportes rápidos de los pronósticos de la IRI/ENSO para los fenómenos de El Niño y La Niña, periodo 2002 – 2005.	195
Tabla 58. Reportes rápidos de los pronósticos de la IRI/ENSO para los fenómenos de El Niño y La Niña, periodo 2006 – 2009.	196
Tabla 59. Reportes rápidos de los pronósticos de la IRI/ENSO para los fenómenos de El Niño y La Niña, periodo 2010 – 2013.	196
Tabla 60. Reportes rápidos de los pronósticos de la IRI/ENSO para los fenómenos de El Niño y La Niña, periodo 2014 – 2016.	197
Tabla 61. Parámetros físico-químicos analizados en agua del embalse “Los Laureles” con su metodología y límite de detección.	198
Tabla 62. Parámetros microbiológicos analizados en agua del embalse “Los Laureles” con su metodología y límite de detección	198
Tabla 63. Metales y metaloides analizados en agua del embalse “Los Laureles” con su metodología y límite de detección.	198
Tabla 64. Valores guía o directrices usadas de referencia para los metales, metaloides y parámetros físico-químicos de interés para el uso de consumo humano.	199

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 65. Criterios o directrices usados de referencia para los metales, metaloides y parámetros físico-químicos de interés para el uso de protección de la vida acuática.....	200
Tabla 66. Resultados de WQI para parámetros de acuerdo a directrices Canadienses (CCME) uso de protección de la vida acuática.....	201
Tabla 67. Resultados de WQI para parámetros de acuerdo a USEPA para uso de protección de la vida acuática.....	202
Tabla 68. Resultados de WQI para parámetros de acuerdo a la Norma de Calidad de Agua de Honduras para uso de consumo humano.	203
Tabla 69. Resultados de WQI para parámetros de acuerdo a la Norma de Calidad de Agua de Honduras para uso de consumo humano.	204
Tabla 70. Lista taxonómica del fitoplancton del embalse “Los Laureles”, durante el período de estudio (nov. 2015 – marzo 2016).....	205
Tabla 71. Lista taxonómica del zooplancton del embalse “Los Laureles”, durante el período de estudio (Noviembre 2015 a Marzo 2016)	205
Tabla 72. Índices de riqueza de Margalef y Menhinick para fitoplancton.	206
Tabla 73. Índices de equidad de Shannon-Wiener y Pielou para fitoplancton. ...	206
Tabla 74. Índices de dominancia de Simpson y Berger-Parker para fitoplancton.	207
Tabla 75. Índices de riqueza de Margalef y Menhinick para Zooplancton.....	207
Tabla 76. Índices de equidad de Pielou y Shannon-Wiener para Zooplancton... ..	208
Tabla 77. Índices de dominancia de Simpson y Berger-Parker para Zooplancton.	208
Tabla 78. Cuadro comparativo de índice de Carlson (1977) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando clorofila-a.....	209
Tabla 79. Cuadro comparativo de índice de Carlson (1977) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Transparencia (Disco Secchi).	209
Tabla 80. Cuadro comparativo de índice de Carlson y Simpson (1996) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando clorofila-a.	210
Tabla 81. Cuadro comparativo de índice de Toledo Jr. Modificado (1985) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando clorofila-a.	210
Tabla 82. Cuadro comparativo de índice de Toledo Jr. Modificado (1985) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Transparencia (Disco Secchi).	211
Tabla 83. Cuadro comparativo de índice de Margalef (1975; 1983) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando clorofila-a.....	211
Tabla 84. Cuadro comparativo de índice de Margalef (1975; 1983) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Nitratos.	212
Tabla 85. Cuadro comparativo de índice de Margalef (1975; 1983) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Número de células algas.	212
Tabla 86. Cuadro comparativo de índice de Margalef (1975; 1983) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Transparencia (Disco Secchi). ...	213
Tabla 87. Cuadro comparativo de índice de Vollenweider (1968) en Wetzel (1993) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Nitrógeno inorgánico.	213

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de la parte baja de la sub-cuenca Guacerique y embalse Los Laureles, Tegucigalpa, Honduras.	4
Figura 2. Fenómeno de El Niño Oscilación del Sur y La Niña de acuerdo a cambios en los patrones de temperatura promedio en la superficie del océano Pacífico. (IRI, 2014).....	16
Figura 3. Mapa de pendientes de la parte baja de la subcuenca Guacerique y puntos de muestreo en el embalse Los Laureles.....	41
Figura 4. Mapa de trampas de sedimentos en la subcuenca del río Guacerique..	42
Figura 5. Aporte porcentual estimado del arrastre de sedimentos de acuerdo a lo depositado en las trampas para el mes de junio de 2016.	60
Figura 6. Comportamiento temporal de la temperatura en la superficie del embalse Los Laureles, durante las campañas de muestreo.....	78
Figura 7. Perfiles verticales de oxígeno disuelto y temperatura del punto Cortina en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).....	81
Figura 8. Perfiles verticales de oxígeno disuelto y temperatura del punto Centro en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).....	82
Figura 9. Perfiles verticales de oxígeno disuelto y temperatura del punto Cola en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).....	83
Figura 10. Comportamiento temporal del pH en la superficie del embalse Los Laureles, durante las campañas de muestreo.	84
Figura 11. Comportamiento temporal de la conductividad eléctrica en la superficie del embalse Los Laureles, durante las campañas de muestreo.	85
Figura 12. Perfiles verticales de conductividad eléctrica y pH del punto Cortina en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).....	88
Figura 13. Perfiles verticales de conductividad eléctrica y pH del punto Centro en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).....	89
Figura 14. Perfiles verticales de conductividad eléctrica y pH del punto Cola en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).....	90
Figura 15. Variaciones temporales en la transparencia del agua en los tres puntos de muestreo.	91
Figura 16. Comportamiento temporal del ortofosfato en la superficie del embalse Los Laureles, durante los meses noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre 2016 (V).....	92
Figura 17. Comportamiento temporal del nitrato (NO_3^-) en la superficie del embalse Los Laureles, durante los meses noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre 2016 (V).....	92

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Figura 18. Comportamiento temporal del nitrito (NO_2) en la superficie del embalse Los Laureles, durante los meses de noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).....	93
Figura 19. Comportamiento temporal del amonio (NH_4^+) en la superficie del embalse Los Laureles, durante los meses de noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).....	94
Figura 20. Unidades formadoras de colonias de coliformes totales en el agua del embalse Los Laureles, durante noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).....	97
Figura 21. Unidades formadoras de colonias de bacterias sulfato-reductoras en el embalse Los Laureles, en noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre 2016 (V).	97
Figura 22. Unidades formadoras de colonias de bacterias ferro-reductoras en el embalse Los Laureles, en noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).	98
Figura 23. Contribución relativa de los grupos del fitoplancton a la riqueza de especies en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016)	99
Figura 24. Aporte de los grupos del fitoplancton a la riqueza de especies en cada uno de los puntos y época de muestreo en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016).....	101
Figura 25. Contribución de los grupos del fitoplancton a la abundancia total en los diferentes puntos y épocas de muestreo en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016).	103
Figura 26. Biomasa clorofila-a en los diferentes puntos y épocas de muestreo en el embalse Los Laureles (Nov. 2015 – Sep. 2016).	108
Figura 27. Profundidad total de los diferentes puntos y épocas de muestreo en el embalse Los Laureles (Nov. 2015 – Sep. 2016).	108
Figura 28. Índice de riqueza de Margalef para fitoplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).	109
Figura 29. Índice de riqueza de Menhinick para fitoplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).	110
Figura 30. Índice de equidad de Shannon-Wiever para fitoplancton (Nov. 2015 – Sep. 2016).	111
Figura 31. Índice de equidad de Pielou para fitoplancton (Nov. 2015 – Sep. 2016).	111
Figura 32. Índice de dominancia de Simpson ($1/D$), para fitoplancton (Nov. 2015 – Sep. 2016).	112
Figura 33. Índice de dominancia de Berger-Parker, para fitoplancton (Nov. 2015 – Sep. 2016).	113
Figura 34. Contribución relativa de los grupos del zooplancton a la riqueza de especies en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016)	115
Figura 35. Aporte de los grupos del zooplancton a la riqueza de especies en cada uno de los puntos y época de muestreo en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016).....	118
Figura 36. Contribución de los grupos del zooplancton a la abundancia total en los diferentes puntos y épocas de muestreo en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016).	119

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Figura 37. Abundancia numérica de nauplios (nov. 2015 – marzo 2016).	123
Figura 38. Abundancia numérica de copepoditos calanoida y copepoditos cyclopoida (nov. 2015 – marzo 2016).	123
Figura 39. Índice de Riqueza de Margalef para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).	124
Figura 40. Índice de Riqueza de Menhinick para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).	124
Figura 41. Índice de Equidad de Pielou para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).	125
Figura 42. Índice de Equidad de Shannon-Wievers para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).	125
Figura 43. Índice de Dominancia de Simpson (1/D) para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).	127
Figura 44. Índice de Dominancia Berger-Parker, para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).	127
Figura 45. Abundancia numérica de <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> en el embalse Los Laureles.	130
Figura 46. Relación de parámetros físico-químicos y la población de <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> en el embalse Los Laureles.	132
Figura 47. Relación de metales pesados y la población de <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> en el embalse Los Laureles.	133
Figura 48. Índice de estado trófico de Carlson (1977), usando clorofila-a.	134
Figura 49. Índice de estado trófico de Carlson (1977), usando las medidas de disco Secchi.	135
Figura 50. Índice de estado trófico de Carlson y Simpson (1996), usando los datos de clorofila-a.	135
Figura 51. Índice de estado trófico de Toledo Jr. (1985), usando los datos de clorofila-a.	136
Figura 52. Índice de estado trófico de Toledo Jr. (1985) usando las medidas del disco Secchi.	136
Figura 53. Índice de estado trófico de Margalef (1975; 1983) usando los datos de clorofila-a.	137
Figura 54. Índice de estado trófico de Margalef (1975; 1983), usando los datos de Nitratos.	138
Figura 55. Índice de estado trófico de Margalef (1975; 1983), usando el número de células algas.	138
Figura 56. Índice de estado trófico de Margalef (1975; 1983), usando las medidas de disco Secchi.	138
Figura 57. Índice de estado trófico de Vollenweider (1968) en Wetzel (1993) usando los datos de nitrógeno inorgánico.	139

ABREVIACIONES

ASTM: Asociación Americana para la Examinación y Materiales

BID: Banco Interamericano de Desarrollo

CCME: Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente

CIRA: Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua

CPC: Centro de Predicción Climática de Estados de Unidos

DAAD: Servicio Alemán de Intercambio Académico

ENSO: El Niño Oscilación Sur

FAO: Organización Mundial de Alimentos

GOAL: Asociación GOAL Internacional de Honduras

GWP: Global Water Partnership

ICF: Instituto de Conservación Forestal

IHCIT: Instituto Hondureño de Ciencias de la Tierra

INE: Instituto Nacional de Estadísticas

IPCC: Panel Intergubernamental para el Cambio Climático

IRI: Instituto de Investigación Internacional para el Clima y la Sociedad

MCA: Maestría en Ciencias del Agua

NOAA: Administración Nacional Oceánica y Atmosférica

OMM: Organización Meteorológica Mundial

PREPAC: Plan Regional de Pesca y Agricultura Continental

SANAA: Servicio Autónomo Nacional de Acueductos y Alcantarillados

SG-SICA: Secretaria General del Sistema de Integración Centroamericano

SMWW: Método Estándar de Examinación de Aguas y Aguas Residuales

UNAH: Universidad Nacional Autónoma de Honduras

UNAN: Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua

USEPA: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos

RESUMEN

La disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de la ciudad de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática considera aspectos de la hidrología, variables de calidad físico-química y bacteriológicas, así como también la calidad desde el punto de vista hidrobiológico a través de muestreos de fitoplancton, zooplancton y zoobentos. Otros aspectos considerados en esta investigación fueron el estado trófico del embalse a través de diferentes metodologías y la calidad de los sedimentos depositados en el mismo desde el punto de vista de metales y metaloide. Esta investigación comprende un desarrollo progresivo en diferentes etapas desde la recopilación bibliográfica, muestreos sistemáticos en el periodo seco y lluvioso de 2015 – 2016, su análisis en laboratorio y análisis de resultados que permitieron integrar todas las variables en diferentes metodologías. Se realizaron cinco muestreos entre noviembre de 2015 y septiembre de 2016 que comprenden la calidad actual del agua del embalse, y para la calidad histórica se utilizó la información recopilada por el laboratorio de control de calidad del SANAA a través de 61 muestreos desde el año 2002 al 2015, mientras que para la hidrología se utilizó los datos de la unidad de cuencas del SANAA desde octubre de 2000 hasta septiembre de 2016 para los diferentes balances hídricos. Es el primer estudio integral de un embalse en Honduras que combina hidrología, limnología, variables físico-químicas y metales. El área de estudio muestra un alto grado de heterogeneidad debido a los intensos procesos metabólicos en el embalse, la fuerte presión antropogenica, y efectos de la variabilidad climática propias de la región central de Honduras además del tipo de metodología utilizada en cada objetivo.

Palabras Clave: Limnología, Hidrología, Metales pesados, Fitoplancton, Zooplancton, Zoobentos, Estado Trófico, Balance Hídrico, Sedimentos, Calidad de agua.

INTRODUCCIÓN

Los recursos hídricos, tanto en términos de cantidad como de calidad, están gravemente afectados por las actividades humanas, en particular por la agricultura, cambios de uso del suelo, construcción y gestión de embalses, emisiones de sustancias poluentes y tratamiento de aguas de desecho (Bates *et al.*, 2008). Además de las actividades humanas y las condiciones naturales, como la geomorfología y aumentos en los regímenes de precipitación, contribuirán con el incremento de partículas sólidas en suspensión (turbidez) en lagos y embalses debido a la erosión hídrica del suelo (Leemans y Kleidon, 2002) e incorporarán sustancias poluentes (Mimikou *et al.*, 2000; Neff *et al.*, 2000; Bouraoui *et al.*, 2004).

Las presas o embalses se construyen a nivel mundial con la finalidad de gestionar los recursos hídricos y así poder cubrir parte de las demandas de agua, por lo que su uso se ha destinado principalmente para irrigación (38%), producción hidroeléctrica (18%), abastecimiento de agua (14%), control de avenidas (14%), actividades recreativas (8%), navegación y pesquería (3%), entre otros (5%) (Berga, 2008).

Honduras cuenta con ocho embalses mayores de 100 000 m³ (PREPAC, 2005) y dos de ellos están ubicados en la ciudad capital, abastecen el 80% de agua potable a la población de Tegucigalpa (SANAA, 2004). El embalse Federico Boquín (Los Laureles), donde se desarrolló esta investigación, fue construido en 1976 con el propósito de abastecer de agua potable al 30% de la población de Tegucigalpa (350 000 personas aproximadamente) y es administrado por el Servicio Autónomo de Acueductos y Alcantarillados (SANAA), con un volumen máximo de 10 MMC.

Cuando se decide estudiar la calidad del agua de un embalse o lago, es necesario conocer las características químicas, físicas, biológicas y radiológicas de esa agua (Diersing, 2009). El estudio y definición de la calidad del agua especialmente superficial comprende dos principales condicionantes, la composición química y

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

biológica. También, es una medida de la condición del agua en relación con los requisitos de una o más especies bióticas o cualquier necesidad humana o propósito (Johnson *et al.*, 1997). De su uso también dependerán los valores o criterios de aceptación o rechazo, conocido como indicadores o criterios de calidad, aquellos que cumplan lo establecido serán aptas para la finalidad destinada, caso contrario, su uso puede ser limitado o deberá someterse a un tratamiento o depuración previa. Un criterio de calidad de agua es una concentración numérica o enunciado descriptivo que ha sido establecido para apoyar y proteger los usos determinados del agua en un sitio específico, cuenca hidrológica o parte de ella (Helmar *et al.*, OMS, 1997).

La calidad del agua del embalse Los Laureles se ha visto deteriorada por múltiples razones entre las que se distinguen las actividades humanas desarrolladas a lo largo de la subcuenca del río Guacerique, tales como: recreación, abrevación de ganado, asentamientos poblacionales y la descarga de desechos industriales, agrícolas y domésticos (Reyes de Nasser, 2011). Todos los componentes del ciclo hidrológico presentan una variabilidad natural notable en escalas de tiempo interanuales a decadales que enmascara frecuentemente las tendencias a largo plazo (Bates *et al.*, 2008). Aunque, subsisten todavía incertidumbres importantes respecto a la tendencia de las variables hidrológicas, debido a las grandes diferencias regionales y a limitaciones en la cobertura espacial y temporal de las redes de monitoreo (Huntington, 2006).

Se sabe que el territorio Centroamericano posee una amplia red hidrográfica, pero también es una región vulnerable a los efectos de distintos fenómenos naturales. El fenómeno ENSO ha afectado Centroamérica causando sequía y estaciones lluviosas irregulares con repercusiones económicas y sociales. Además, la deforestación se considera otro problema importante para los recursos hídricos ya que la preservación de los bosques conserva estos recursos y evita inundaciones. En Centroamérica, concretamente, parece ser que los daños causados por crecidas tras el huracán Mitch se agravaron por la pérdida de cubierta forestal (Bates *et al.*, 2008).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

De acuerdo con el IPCC (2008), una de las predicciones obtenidas para América Central es que aumentará la frecuencia de estaciones extremadamente secas respecto de la totalidad de estaciones. También, experimentarán un estrés hídrico severo en áreas tales como el este de América Central, las llanuras, el Valle de Motagua y las laderas del pacífico de Guatemala, las regiones oriental y occidental de El Salvador, el Valle Central y la región del pacífico de Costa Rica, las regiones intermontanas septentrional, central y occidental de Honduras, y la península de Azuero en Panamá. En esas áreas, el abastecimiento de agua y la generación de energía hidroeléctrica podrían resultar gravemente afectados por el cambio climático (Bates *et al.*, 2008).

Este estudio respondió a las preocupaciones puntuales de la administración del agua, al detectar el aumento progresivo de contaminantes tóxicos de origen natural y antrópico que podrían estar afectando la calidad del agua potable, así como también a la vida acuática presente en el embalse. De igual manera, porque no se conocían estudios de rigor científico, siendo éste el primer trabajo que compilará, analizará e interpretará la información existente y la generada en este trabajo investigativo sobre la calidad físico-química y biológica del agua del embalse Los Laureles en Tegucigalpa. Se espera que esta contribución permita planear estrategias de políticas públicas para una adecuada gestión de la calidad del agua, sirviendo de fundamento para la toma de decisiones en los embalses de Honduras u otros países de la región donde este estudio puede ser replicado.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprendió la parte baja de la subcuenca del río Guacerique (210 km²), la cual forma parte de la cuenca del río Choluteca que drena hacia el Océano Pacífico (Figura 1).

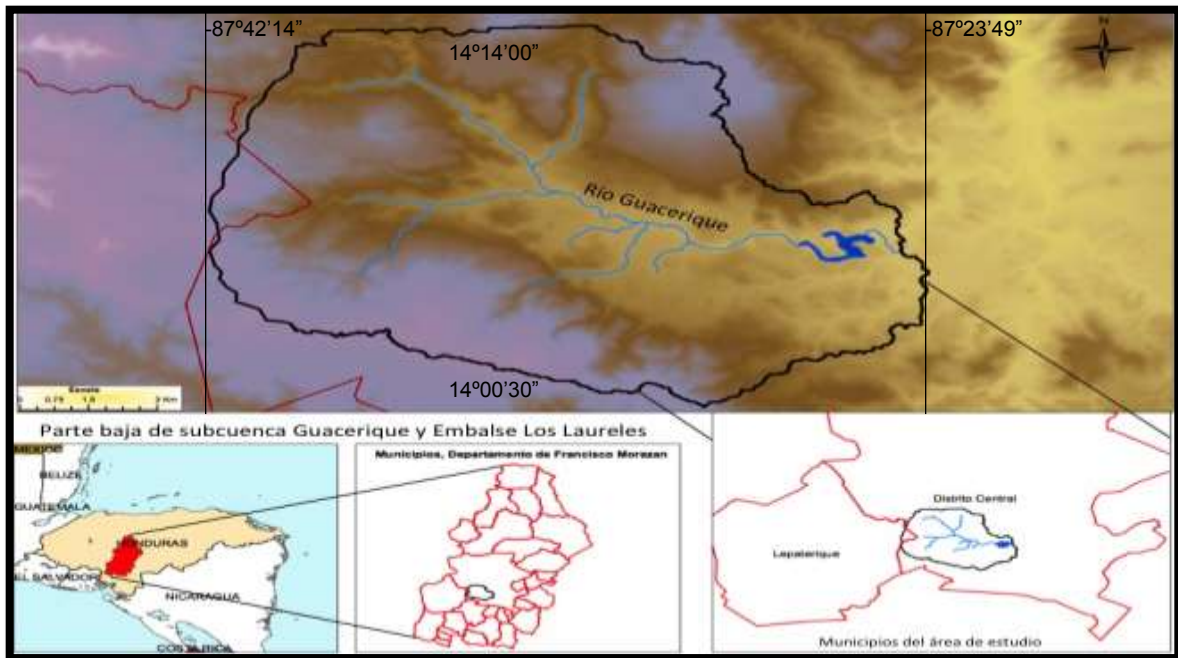


Figura 1. Mapa de la parte baja de la sub-cuenca Guacerique y embalse Los Laureles, Tegucigalpa, Honduras.

La subcuenca del río Guacerique es la principal fuente de abastecimiento de agua para la zona suroeste de Tegucigalpa y en la actualidad cubre el 30% de la población del Distrito Central. Este territorio fue declarado como “Zona Forestal Protegida” según el acuerdo No. 03-73 del 02 de enero de 1973 (Depto. de Cuencas Hidrográficas y Ambiente del ICF, 2012-2017).

Se ubica entre las coordenadas 14°00'30" y 14°14'00" latitud norte y -87°23'49" y -87°40'00" longitud oeste. El río principal de la subcuenca de nombre homónimo (Guacerique) nace en las montañas de Yerbabuena con una producción aproximada de 84 MMC/año, que representa el 37% del total de la producción de agua de la cuenca alta del río Choluteca (SANAA, 2011).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Dentro del área de estudio se localiza el espejo de agua del embalse Los Laureles (1 km^2), entre las coordenadas $14^{\circ}03'40''$ y $14^{\circ}06'40''$ N; y $-87^{\circ}14'51''$ y $-87^{\circ}14'23''$ O (Figura 1) y a una altura de 1 041 msnm (Tablas 1 y 2). Este embalse cuenta con una Planta de Tratamiento conocida con el nombre de “Luis S. Ulloa” con una capacidad de producción promedio de 450 l/s^{-1} y está integrada por un aireador, dos decantadores de mantos de lodos, seis filtros rápidos, un tanque de almacenamiento de $7\,570 \text{ m}^3$, así como un laboratorio. Los procesos que se aplican para producir agua potable son: aireación, coagulación, floculación, sedimentación, filtración, post-cloración y neutralización de pH.

Tabla 1. Características morfológicas de la sub-cuenca Guacerique.

Característica	Cantidad
Superficie de la subcuenca (km^2)	210,1
Perímetro de la subcuenca (km)	66,7
Cota máxima (msnm)	2 000
Cota mínima (msnm)	1 020
Altura media (msnm)	1 426
Pendiente media (%)	17
Máximo orden del río	4
Longitud del río principal (km)	27
Tiempo de concentración (horas)	4,1

Tabla 2. Características morfométricas del embalse Los Laureles.

Característica	Cantidad
Superficie del embalse (estiaje, km^2)	0,54
Superficie del embalse (época lluviosa, km^2)	1
Capacidad total (MMC)	12
Profundidad máxima (m)	37
Profundidad media (m)*	19.5
Cota máximo nivel embalsado (msnm)	1050

*Calculado de acuerdo al promedio de la profundidad máxima de los tres puntos de muestreo en época de estiaje y lluviosa.

Hidrología, zona de vida del embalse Los Laureles

De acuerdo a las zonas de vida de Holdridge y la hidrología del embalse, con los datos suministrados por la estación del Batallón cercano al embalse, su altitud es 1050 msnm, bio-temperatura media: $22,5^{\circ}\text{C}$, precipitación total promedio anual: 966 mm, zona de vida: bs-PSt (Bosque seco pre montano subtropical), evapotranspiración potencial (ETP): 1 332 mm, relación evapotranspiración potencial (rETP): 1,38 y provincia de humedad: subhúmedo.

ANTECEDENTES

Las ciudades de Tegucigalpa y Comayagüela forman una conurbación conocida como el Distrito Central y cuenta aproximadamente con 1,4 millones de habitantes (Proyección INE, 2015). Los habitantes de esta zona utilizan los recursos hídricos superficiales como la principal fuente de abastecimiento. Sin embargo, estos son los más vulnerables al deterioro de su calidad y disponibilidad, hecho que se ha vuelto una realidad en los años recientes. Para el Distrito Central existen cuatro plantas de tratamiento propiedad del SANAA, cada una con diferentes capacidades, las cuales realizan un tratamiento adecuado de potabilización dentro de los umbrales permitidos internacionalmente.

Durante el periodo lluvioso, el embalse Los Laureles presenta problemas ligado al incremento de la turbidez y color, por ende, dificultades en el tratamiento ya que se sobrepasa la capacidad de dosificación de las plantas de tratamiento de cloro y floculantes. En época seca, el nivel del embalse desciende drásticamente que el agua disponible casi se mezcla con el lodo depositado en el fondo provocando problemas de mal olor y alto contenido de hierro y manganeso.

En el pasado, los embalses del país han sido expuestos a eventos extremos meteorológicos y esto ha acentuado el problema de deforestación que produce arrastre de sedimento lo cual provoca aumento en la turbidez y el color en los ríos y afluentes que los abastecen. La deforestación en la subcuenca del río Guacerique ha incrementado la sedimentación en el embalse, se ha reducido la capacidad de abastecimiento y se ha aumentado la contaminación del agua debido a las urbanizaciones que se han construido (Berrios, 2014).

Además del estudio de la calidad físico-química de las aguas, se ha incrementado de manera significativa el interés por el estudio de comunidades biológicas presentes en lagos y embalses, tales como el fitoplancton, zooplancton y macroinvertebrados acuáticos bentónicos. Esto se debe a que los problemas asociados a la presencia y desarrollo excesivo, particularmente de determinadas

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

especies de algas, pueden limitar el uso de una fuente de abastecimiento, así como inconvenientes en el proceso de potabilización (Rodríguez *et al.*, 2008).

Este problema es evidente en el embalse Los Laureles, especialmente en los meses de diciembre y enero, por lo que se han realizado pequeñas investigaciones a nivel de identificación taxonómica sin embargo un análisis más detallado para valorar la calidad del agua del embalse era algo anhelado por el laboratorio de control de análisis de la división metropolitana del SANAA.

Los trabajos de investigación realizados por parte de estudiantes de pre-grado del departamento de biología de la Universidad Nacional Autónoma de Honduras, solo han tratado temas de recuento de fitoplancton y macroinvertebrados en sus tributarios pero esto no han sido consecutivos y se realizaron únicamente cuando se tenían pasantes. No existen estudios sobre zooplancton, zoobentos y tampoco sobre la caracterización de sedimentos, siendo este el primero que se lleva a cabo.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En muchos países, la distribución del agua está condicionada según la región geográfica y Honduras no es la excepción. La costa atlántica es la que posee la mayor cantidad de agua per cápita del país y las regiones central y sur, conocida como el corredor seco es la que tiene menos y es el área donde la subcuenca del río Guacerique forma parte.

Existen altos niveles de contaminación y se acentúan aún más en el corredor seco ya que la ciudad tiene serios problemas de abastecimiento de agua. Tegucigalpa se abastece de tres fuentes superficiales principales con una cantidad total de 55 millones de m³: La represa La Concepción en el suroeste de la capital (36 millones de m³ de almacenamiento, lo que representa un 50% del abastecimiento), la represa Los Laureles en el río Guacerique al oeste de la zona metropolitana de Tegucigalpa (10 millones de m³ de almacenamiento, lo que representa un 30% del abastecimiento) y las fuentes en El Picacho, en el parque nacional La Tigra al noreste de la capital con un 20% del abastecimiento.

En el estudio de 1998 del SANAA, se estimó que la demanda para abastecer Tegucigalpa en el año 2010 sería aproximadamente entre 78 y 102 millones m³. Según información del SANAA se requiere la construcción de dos represas adicionales con una capacidad de 100 MMC cada una para abastecer la capital de manera permanente. El déficit de agua en la ciudad se estima en 50% y obedece principalmente a la poca capacidad de los actuales embalses, así como a las fugas del sistema de distribución. También es conocido que Tegucigalpa se abastece en un 100% de aguas superficiales durante la época lluviosa y en un 95% en la época seca lo cual aumenta su vulnerabilidad. El restante 5% durante la época seca, viene de pozos propiedad del SANAA y de propiedad privada.

Con relación a la calidad del agua cruda en las fuentes de la ciudad de Tegucigalpa, ésta enfrenta múltiples problemas ambientales y de salud causados por: escasa cobertura de los servicios de agua potable y alcantarillado, ausencia de tratamiento de las aguas negras y efluentes industriales, falta de un adecuado

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

manejo de desechos tóxicos peligrosos y hospitalarios, ineficiente sistema de manejo de desechos sólidos, inadecuado manejo de las cuencas, deficiencia en los programas y en los mecanismos de control y vigilancia. El huracán Mitch provocó asolvamiento en el embalse, donde la gran cantidad de sólidos arrastrados provocaron por mucho tiempo alta turbiedad en el agua cruda, para luego su sedimentación y acumulación en el fondo del mismo.

La calidad del agua de río Guacerique y sus tributarios es afectada por distintos contaminantes que son introducidos a través de las descargas directas de aguas negras o por la escorrentía superficial durante la época lluviosa que arrastra todo tipo de contaminantes. Entre los principales contaminantes se mencionan: sólidos suspendidos (basura, partículas flotantes), agentes químicos (nutrientes, sustancias tóxicas, petróleo y derivados) y microorganismos patógenos que pueden provenir de aguas negras a través de la infiltración en aguas subterráneas someras o escorrentía de la lluvia en suelos contaminados con heces fecales u organismos en putrefacción, los cuales causan enfermedades como diarrea, cólera, poliomielitis entre otras.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

OBJETIVOS

Objetivo General

Analizar la disponibilidad y la calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Objetivos Específicos

1. Estimar la disponibilidad actual (2016) e histórica (2001 al 2015) del agua del embalse Los Laureles y su transporte de sedimentos.
2. Estimar la calidad físico-química y microbiológica actual (2016) e histórica (2002 al 2015) del agua del embalse Los Laureles para los usos de consumo humano y protección de la vida acuática.
3. Estimar la calidad biológica actual (2016) de las comunidades bentónica y planctónica y el estado trófico actual (2015 y 2016) del embalse Los Laureles.
4. Caracterizar los sedimentos depositados en el embalse Los Laureles por su calidad físico-química con base en metales y metaloides para el uso de protección de la vida acuática.

JUSTIFICACIÓN

Tegucigalpa se caracteriza por su vulnerabilidad ambiental y a esto se suman otros problemas que ejercen presión sobre los recursos hídricos de la ciudad, como es el cambio de uso de suelos, aumento de industrias, mayor explosión demográfica, principalmente. El embalse Los Laureles es la segunda fuente de abastecimiento de agua de la ciudad capital, donde al menos unas 350 000 personas dependen del mismo. Por tal razón, la importancia que tiene es muy alta, sobre todo cuando la demanda de agua crece por el incremento poblacional de la ciudad y durante la época seca donde el consumo del recurso hídrico aumenta.

Este estudio se justifica ante las preocupaciones puntuales de la administración del agua, las cuales se consideran: el deterioro de la calidad del agua temporal y espacial, el aumento progresivo de sedimentos acompañados de contaminantes tóxicos de origen natural y antrópico que podrían afectar la calidad para el consumidor final. Así como cuantificar, identificar y determinar la diversidad de la vida acuática a nivel de las comunidades planctónicas (fitoplancton, zooplancton) y bénticas (macroinvertebrados) presente en el embalse y con ello estimar la calidad biológica del agua.

Dado que el embalse históricamente se ha muestreado en tres puntos (Cortina, Centro y Cola), fue relevante establecer como la calidad del agua varía entre ellos. Otra justificación de este estudio fue la de compilar, interpretar y analizar la información histórica existente durante 16 años que se encontraba en el Laboratorio de la Unidad Metropolitana de Control de Calidad del embalse Los Laureles, la cual solo generaba y almacenaba en una base de datos pero no se le daba un tratamiento científico. Con esto, el estudio deja una línea base en materia de investigación a la que se le pueda dar continuidad con futuros profesionales de los recursos hídricos. Este conocimiento generado, puede transformarse en planes y estrategias pueden ser replicados a otros embalses, o cuerpos de agua en el país, incluso se pueden tomar en cuenta otros usos consuntivos del agua que no han sido considerados en esta investigación. Por tanto, todo lo anterior se justifica

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

por el vacío de análisis e interpretación de información generada por las instituciones de gobierno durante largos períodos de tiempo. Este tipo de investigación, se convierte es un estudio pionero sobre los recursos hídricos en Honduras.

Existen pocas investigaciones biológicas en Honduras y las que existen tienen un carácter más taxonómico que ecológico, por lo que es difícil encontrar estudios que incluyan un análisis profundo del fitoplancton como su estructura comunitaria, índices de similitudes, diversidad de especies, variables físico-químicas, estacionalidad, ausencia y presencia de especies. Se puede mencionar el trabajo de Hernández *et al.*, 2016 realizado junto con otras investigadoras en el Lago de Yojoa y que incluye este análisis multivariable sin embargo, no se han realizado para el embalse Los Laureles.

MARCO TEÓRICO

VARIABILIDAD CLIMÁTICA EN LA DISPONIBILIDAD Y CALIDAD DEL AGUA

La conferencia de las partes de la Convención Marco de la Naciones Unidas sobre el Cambio Climático celebrada en Bali en 2007 y el informe del IPCC 2007, confirmaron el consenso entre los científicos y los responsables de la formulación de políticas de que el cambio climático mundial está ocurriendo. Sin embargo, hay menos certeza acerca de la magnitud de los futuros cambios de temperatura y cómo estos impulsarán la precipitación, la evaporación y la hidrología a escalas regionales (Whitehead *et al.*, 2009). El Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) concluye, más allá de toda duda razonable, que el clima de la Tierra se está calentando (IPCC, 2013). Desde mediados del siglo XIX, el aumento promedio de la temperatura de la superficie terrestre ha sido de 0,85 °C (IPCC, 2013).

El cambio climático incluye los cambios en la precipitación, la velocidad de los vientos, la radiación solar entrante y la temperatura del aire que influyen directamente en la calidad del agua de ríos y lagos, alterando los cambios en el caudal y la temperatura del agua (Rehana y Mujumdar, 2012). Afecta también el ciclo hidrológico, cambiando así la escorrentía sobre las cuencas hidrográficas y al modificar el caudal de los ríos también lo hace con las características de transformación y transporte de los contaminantes del agua, por lo tanto, el cambio climático es un factor indiscutible de importancia que afecta la cantidad y calidad del agua (Tu, 2009).

Se espera que las cargas de nutrientes aumenten bajo el cambio climático (Bouraoui *et al.*, 2002), lo cual podría tener como resultado un aceleramiento de los procesos de eutrofización en lagos y embalses. Sin embargo, evaluar los impactos de la eutrofización no es sencillo, ya que este proceso se produce como resultado de la compleja interacción entre la disponibilidad de nutrientes, condiciones de luz, temperatura, tiempo de residencia y condiciones de flujo (Jeppesen *et al.*, 2005).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

La variabilidad climática es una medida del rango en que los elementos climáticos, como temperatura o lluvia, que exceden más de lo normal y varían de un año a otro. La variabilidad climática es mayor a nivel regional o local que a nivel hemisférico o global. Los fenómenos que producen esos contrastes son frentes fríos muy organizados, sequías prolongadas, huracanes de gran intensidad y estaciones lluviosas de intensidad desproporcionada. La variabilidad puede deberse a procesos internos naturales del sistema climático (variabilidad interna) o a variaciones del forzamiento externo natural o antropogénico (variabilidad externa) (IPCC, 2007). Al igual que en muchas partes del mundo, se considera que tales fenómenos en la región están relacionados con el fenómeno ENSO.

Honduras es el país más vulnerable ante este fenómeno en América Central, ya que se tiene la evidencia estadística y de eventos extremos que han afectado el país. El más importante y todavía en la memoria colectiva es el huracán Mitch en octubre de 1998. Por tanto, la sumatoria de estos eventos atmosféricos ha tenido repercusión en la disminución en la disponibilidad y posiblemente la calidad del agua de Honduras.

El embalse Los Laureles, no es ajeno al problema y ha tenido problemas tanto en disponibilidad (época seca) y calidad (época lluviosa). Considerando, que el embalse es un híbrido de río y lago, en el cual el río embalsado regula y retarda su flujo, se extiende en forma de una capa de agua que alcanza un equilibrio más avanzado. Este equilibrio se logra en relación con su entorno físico como con el desarrollo de la vida; la tasa de renovación del agua es más lenta que un río y más rápida que un lago (Margalef, 1983).

Criterio ENSO (El Niño Oscilación del Sur)

Estos pronósticos de ENSO se publican mensualmente en forma de informes rápidos de predicción avalados por IRI y otras instituciones. Estos informes están basados en múltiples modelos de predicción estacional de la precipitación global y la temperatura e incluyen mapas globales que muestran las regiones de mayor probabilidad de estar más húmedas, más secas, más calientes o más frías de lo normal para las próximas temporadas.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

La selección de los años Niño, Niña y Neutral para este estudio (2001 a 2016) se hizo con base en la clasificación de los resúmenes mensuales de la situación de ENSO, según el índice NINO3.4 (120-170W, 5S-5N) del IRI de la Universidad de Columbia, de los Estados Unidos (<http://iri.columbia.edu/our-expertise/climate/forecasts/enso/current/>).

Históricamente, los fenómenos de El Niño y La Niña tienden a desarrollarse durante el período entre abril y junio, sin embargo, alcanzan su máxima fuerza durante los meses de diciembre y febrero. Estos fenómenos suelen persistir entre 9 y 12 meses, aunque en ciertas ocasiones han llegado a persistir por hasta dos años. También se ha observado que estos fenómenos se repiten cada dos a siete años (IRI, 2016). Debido a que los eventos ENSO suelen tener diferentes intensidades, cobertura y estacionalidad, no hay un acuerdo unánime sobre lo que constituye el fenómeno, sin embargo, se ha tratado de unificar los diferentes campos de conocimiento para que exista consenso entre investigadores de diferentes instituciones. Cada fase de El Niño o La Niña provoca perturbaciones predecibles de temperatura, precipitación y vientos (NOAA, 2016). Ambas fases tienen su mayor impacto en el clima global durante el invierno del hemisferio norte y principios de la primavera, es importante mencionar que es posible que no se vean todos los impactos que causan durante cada evento.

De acuerdo con el IRI, las condiciones de años neutrales pueden persistir durante varios años o variando entre eventos de La Niña y El Niño. Durante las condiciones neutrales la presión atmosférica es baja en las aguas cálidas del océano Pacífico occidental y relativamente alta en las aguas del océano Pacífico central y oriental (Barnston y Tippet, 2013).

Es importante tener en cuenta que El Niño y La Niña no son los únicos factores que condicionan las características climáticas a escala mundial, y que la intensidad del ENSO no se corresponde sistemáticamente con la de los efectos. Por lo que se refiere a la escala regional, las proyecciones estacionales deberán tener en cuenta los efectos relativos tanto del estado del fenómeno El Niño Oscilación del Sur como de otros condicionantes climáticos pertinentes a escala

local (OMM, 2018).

Para clasificar la intensidad del fenómeno de El Niño o La Niña se toman en cuenta la temperatura superficial del océano Pacífico (Tabla 3). El fenómeno de El Niño ocurre cuando la temperatura promedio del océano Pacífico oriental es sustancialmente más cálida de lo usual ($0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$), mientras que La Niña ocurre cuando la temperatura de la superficie del océano Pacífico oriental es sustancialmente más fría de lo habitual ($-0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$), por un periodo de más de cinco meses para ambos casos (Figura 3).

Tabla 3. Clasificación del fenómeno de El Niño Oscilación del Sur de acuerdo a la temperatura superficial del océano Pacífico oriental.

Anomalía en la temperatura de la superficie del océano Pacífico Oriental	Clasificación del fenómeno El Niño Oscilación del Sur (La Niña)
5,0 o más	Niño muy fuerte
3,0 a 4,9 $^{\circ}\text{C}$	Niño Fuerte
2,0 a 3,0 $^{\circ}\text{C}$	Niño
1,5 a 2,0 $^{\circ}\text{C}$	Niño moderado
0,5 a 1,5 $^{\circ}\text{C}$	Niño débil
0,5 a -0,5 $^{\circ}\text{C}$	Neutral
-0,5 a -1,5 $^{\circ}\text{C}$	Niña débil
-1,5 a -2,0 $^{\circ}\text{C}$	Niña moderada
-2,0 a -3,0 $^{\circ}\text{C}$	Niña
-3,0 a -5,0 $^{\circ}\text{C}$	Niña fuerte

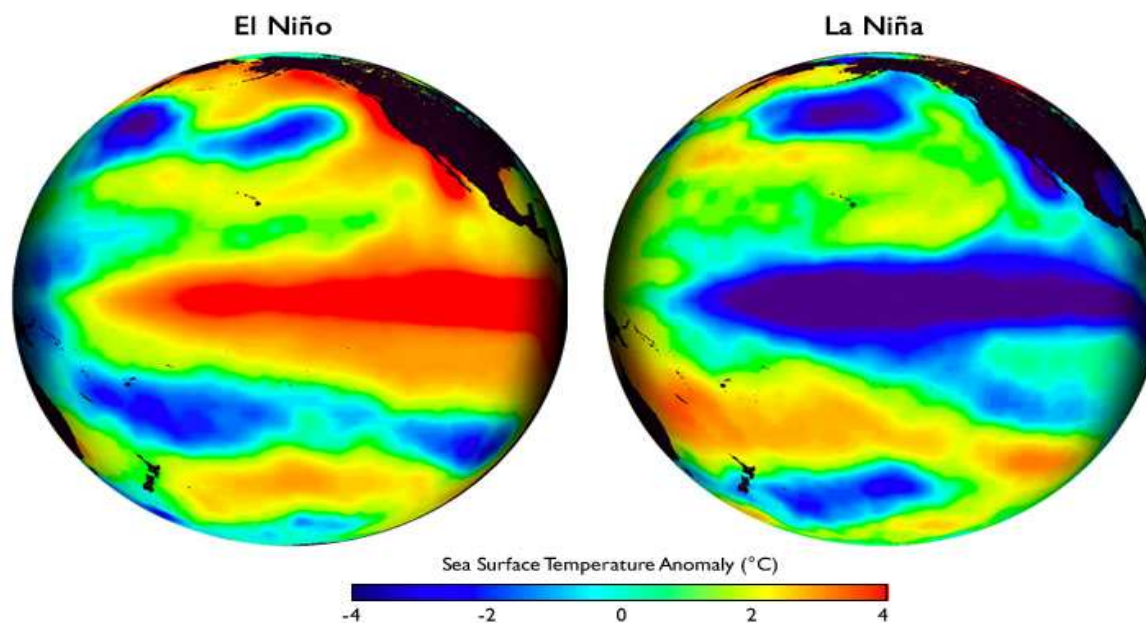


Figura 2. Fenómeno de El Niño Oscilación del Sur y La Niña de acuerdo a cambios en los patrones de temperatura promedio en la superficie del océano Pacífico. (IRI, 2014)

CAPÍTULO 1. DISPONIBILIDAD DE AGUA Y SEDIMENTACIÓN

1.1 Balance Hídrico

El balance hídrico es representado por una ecuación sencilla, reducida a la diferencia entre las entradas de agua del sistema y sus salidas que dan como resultado una variación del almacenamiento. Las técnicas del balance hídrico, es uno de los principales objetivos en hidrología, son un medio para solucionar importantes problemas hidrológicos teóricos y prácticos (Sokolov y Chapman, 1981). Los balances hídricos son imprescindibles en los estudios de regulación de embalses y en los proyectos de suministros de agua para acueducto, riego y generación hidroeléctrica (Fattorelli y Fernández, 2011). Las principales variables en el balance hídrico son: precipitación, evapotranspiración, escurrimiento superficial (escorrentía), almacenamiento superficial y subterráneo y flujo de agua subterránea. La precipitación se le considera como la principal variable de entradas al sistema hídrico. La evapotranspiración es el fenómeno de cambio de estado físico de líquido a gaseoso, incluye la evaporación de la cobertura vegetal.

La escorrentía es el agua de las precipitaciones que no es evaporada ni infiltrada, escurre superficialmente en forma de escorrentía directa y basal, y es afectada por efectos climáticos como la intensidad y la duración de la precipitación. La intensidad resulta fundamental porque se relaciona con la tasa de infiltración del suelo. Si la intensidad es mayor a la infiltración, todo el excedente de la lluvia es escorrentía superficial. Uno de los métodos más utilizado en la elaboración de un balance hídrico es el de aproximación, por el método de “Thornthwaite, 1948”. A continuación se resume los componentes que utiliza este método. El cálculo del índice de calor mensual (i) con las temperaturas medias diarias del aire:

$$i = \left(\frac{t}{5}\right) \wedge 1.514$$

obteniendo el índice de calor anual (I) como la suma de los doce valores del índice de calor mensual para meses teóricos de 30 días y 12 horas diarias de sol. A partir de estos datos propone la siguiente fórmula:

$$ETP = 1.6 (10 t / I)^a$$

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

ETP = Evapotranspiración potencial mensual no corregida en mm/día

t = Temperatura media mensual en °C

I = Índice de calor anual

a = Función compleja de I igual a $I = 675 * 10^{-9} I^3 - 771 * 10^{-7} I^2 + 1.972 * 10^{-5} I + 0.49239$

La evapotranspiración real (ETR) se calcula a partir de tres factores, dos ya conocidos, la ETP, la precipitación e infiltración efectiva (ie). La evapotranspiración real (ETR) es el volumen de agua que realmente se evapotranspira en el mes dependiendo del agua disponible para evaporar. Una vez calculada la ETR podemos conocer la precipitación útil (PU) mediante la ecuación:

$$PU = P - ETR$$

La (PU) tiene dos componentes, escurrimiento (E) superficial e infiltración (IF). El volumen infiltrado se calcula para períodos de larga duración (un mes o un año). Custodio y Llamas (1983), citan una fórmula empírica aplicada con éxito en regiones semiáridas, del tipo:

$$IF = \alpha (P - P_0)$$

IF = Infiltración en mm/año

α = Coeficiente adimensional característico de la cuenca

P = Precipitación sobre la cuenca en mm/año

Po = Valor en mm/año característico de la cuenca

El método de Thornthwaite parte, para su cálculo, de los siguientes supuestos:

1. El período considerado es el año hidrológico, de octubre a septiembre.
2. La temperatura y la precipitación se aplican como valores medios mensuales.
3. La infiltración eficaz del suelo, al comienzo del año hidrológico, es 0 y las variaciones de dicha reserva se deben exclusivamente al resultado del balance

$$P - ETR = \pm RU$$

CAPÍTULO 2. CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DEL AGUA PARA CONSUMO HUMANO Y VIDA ACUÁTICA

2.1 Calidad de agua para uso de consumo humano

La calidad del agua se refiere a las características químicas, físicas, biológicas y radiológicas del agua. Es una medida de la condición del agua en relación con los requisitos de una o más especies bióticas o a cualquier necesidad humana o propósito (Johnson, 1997). En Honduras, existe la Norma Técnica para la Calidad de Agua Potable desde el 31 de julio de 1995, la cual fue aprobada según acuerdo No. 84 y entró en vigencia el 04 de octubre de 1995. Esta norma se utilizó para este estudio, debido a que su aplicación era pertinente de acuerdo a lo que dice el artículo 3, “Esta Norma de Calidad del Agua establece los requisitos básicos a los cuales debe responder la calidad del agua suministrada en los servicios para consumo humano y para todo uso doméstico, independientemente de su estado, origen o grado de tratamiento”. Además en su artículo 1, dice lo siguiente: “El objetivo de esta norma es proteger la salud pública mediante el establecimiento de los niveles adecuados o máximos que deben tener aquellos componentes o características del agua que pueden representar un riesgo para la salud de la comunidad e inconvenientes para la preservación de los sistemas de abastecimiento de agua.”

2.2 Calidad de agua para uso de protección de la vida acuática

El uso ecológico del agua o para la protección de la vida acuática no está regulado en Honduras por lo que se han adoptado para este estudio las directrices propuestas por la CCME y USEPA. Estas directrices o criterios han sido establecidos para asegurar la protección de todas las especies acuáticas ante estresores antrópicos como los metales tóxicos o ante cambios en parámetros físicos como el pH y la temperatura.

2.2.1 Directrices Canadienses (CCME) para la calidad de agua en uso de protección de la vida acuática

Estas directrices fueron creadas para facilitar la comunicación entre investigadores y tomadores de decisiones, con un lenguaje y figuras que permitan entender los resultados de los monitoreos hechos en campo. Además, proporcionan metas científicas para la calidad de los ecosistemas acuáticos y terrestres (CCME, 2016). En estas directrices se resume la información científica clave y la justificación para cada una. Este resumen se encuentra en tablas detalladas con las directrices recomendadas para los diferentes usos, recursos y protocolos utilizados en el desarrollo de las directrices junto con su guía de implementación asociada.

2.2.2 Criterios Estadounidenses (USEPA) para la calidad de agua en uso de protección de la vida acuática.

Los criterios de vida acuática se basan en cuánto de un producto químico puede estar presente en las aguas superficiales antes de que pueda dañar la vida de las plantas y animales (USEPA, 2017), diseña también los criterios de vida acuática para proteger a los organismos de agua dulce y salada de la exposición a corto y largo plazo. Al igual que las directrices canadienses, organiza estos criterios en tablas que contienen la información para la calidad de agua ambiental de vida acuática. Por otro lado, existen parámetros de una descripción narrativa de las condiciones deseadas de un cuerpo de agua de ciertas condiciones negativas.

2.3 Parámetros físico-químicos y bacteriológicos de interés

La alcalinidad es la capacidad del agua para neutralizar ácidos y representa la suma de las bases que pueden ser tituladas. Dado que la alcalinidad de aguas superficiales está determinada generalmente por el contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, ésta se toma como un indicador de dichas especies iónicas. No sólo representa el principal sistema amortiguador (tampón, buffer) del agua dulce, sino que también desempeña un rol principal en la productividad de cuerpos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva de CO₂ para la fotosíntesis. Es aceptada una alcalinidad mínima de 20 mg de CaCO₃/l para mantener la vida acuática. Cuando las aguas tienen alcalinidades inferiores se

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

vuelven muy sensibles a la contaminación, ya que no tienen capacidad para oponerse a las modificaciones que generen disminuciones del pH (acidificación) (Goyenola, 2007).

El amoniaco es uno de los componentes transitorios en el agua, ya que es parte del ciclo del nitrógeno y se ve influido por la actividad biológica. Es un producto natural de la descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados. Las aguas superficiales no deben contener normalmente amoniaco. En general, la presencia de amoniaco libre o ion amonio se considera como una prueba química de contaminación reciente y peligrosa. Si el medio es aerobio, el nitrógeno amoniacal se transforma en nitritos (USEPA, 2000).

El calcio en las aguas se encuentra en mayor cantidad que el magnesio, salvo en raras excepciones, pasa a las aguas por simple disolución, cuando tiene su origen en los yesos o los silicatos, o bien por ataque de las calizas o dolomitas, por la acción del anhídrido carbónico (Badilla: 2005). El calcio se disuelve prácticamente de todas las rocas, y por lo tanto, se detecta en todas las aguas.

El magnesio se encuentra generalmente en las aguas en cantidades mucho menores que el calcio, pero su importancia biológica es grande, ya que es indispensable en el desarrollo de ciertos sistemas enzimáticos, actuando en la constitución de los huesos. Si la cantidad de magnesio en el agua es alta, puede esta actuar como laxante e incluso adquirir un sabor amargo (Rodríguez, 2009).

La conductividad es la habilidad de una solución para conducir electricidad. Los iones provienen principalmente de los ácidos y sales de la solución de fuente. Entre más concentrado de solución de fuente sea añadido al agua, el número de iones se incrementa, junto con la conductividad. En el agua y en fluidos iónicos puede generarse el movimiento de una red de iones cargados, por lo cual este proceso produce corriente eléctrica y se denomina conducción iónica (Lenntech, 2018).

Los cloruros en las aguas naturales tienen contenidos muy variables dependiendo de las características de los suelos que atraviesen pero es menor que las que se encuentran en las aguas residuales. El aumento en cloruros de un agua puede

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

tener orígenes diversos. Por ejemplo, el aumento de cloruros puede deberse a la contaminación del agua por aguas residuales. Los contenidos en cloruros de las aguas naturales no suelen sobrepasar los 50-60 mg/l (Ambientum, 2018).

El pH se le define como el logaritmo de la concentración de iones hidrógeno. La escala de pH se extiende desde el 0 (muy ácido) al 14 (muy alcalino), siendo 7 la neutralidad exacta a 25°C (Mora, 1999).

La turbidez es una medida del grado en el cual el agua pierde su transparencia debido a la presencia de partículas en suspensión. Hay varios parámetros que influyen en la turbidez del agua y son: fitoplancton, sedimentos procedentes de la erosión, Sedimentos resuspendidos del fondo, descarga de efluentes, crecimiento de las algas, escorrentía urbana. Las partículas suspendidas absorben calor de la luz del sol, haciendo que las aguas turbias se vuelvan más calientes, y así reduciendo la concentración de oxígeno en el agua (el oxígeno se disuelve mejor en el agua más fría) (Lenntech, 2018).

El grupo coliforme se define como todos aquellos bacilos cortos, gram negativos, aerobios y anaerobios facultativos, que fermentan la lactosa con producción de gas en 48 horas a 35 °C (Sandoval y Carlos 1991).

El aluminio es un elemento muy abundante en la corteza terrestre y se encuentra en minerales, rocas y arcillas. Esta amplia distribución explica su presencia en prácticamente todas las aguas naturales, bajo la forma de sales solubles, coloidales o insolubles. Su ocurrencia en aguas es controlada por el pH: Al^{3+} predomina a $pH < 4$ mientras que en medio básico, la forma disuelta predominante es $Al(OH)^{4-}$. (Severiche, Castillo y Acevedo, 2013).

El arsénico es un metaloide tóxico natural de preocupación mundial. Como elemento se encuentra en la atmósfera, los suelos, en las aguas naturales y en los organismos vivos. Se moviliza en el medio ambiente a través de los niveles tróficos gracias a la combinación química con otros elementos, que sirven para producir actividad biológica. Su procedencia principalmente obedece a emisiones volcánicas, así como al desarrollo de actividades antropogénicas específicas como la minería, la combustión el uso de pesticidas, herbicidas y el curado de maderas

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

(Welch, et al, 1994). En aguas superficiales y subterráneas el arsénico se encuentra respectivamente en forma de Arsenato (As^{+5}) y Arsenito (As^{+3}) respectivamente (Villalobos, 2011).

El cadmio existe en forma de ion libre o como complejo iónico asociado a otras sustancias inorgánicas u orgánicas. Los compuestos de cadmio solubles se movilizan en el agua, mientras que los insolubles se depositan en el sedimento (ATSDR, 2012). La solubilidad del cadmio se ve influida por la dureza del agua, el pH y la presencia de sulfuros coloidales. Ante un descenso del pH de las aguas, el cadmio puede volver a movilizarse de nuevo. La presencia de cadmio como contaminante en agua naturales por la filtración de cadmio a las aguas subterráneas a partir de los lodos que contengan óxidos de cadmio (Badillo, 1985; Manahan, 2006).

El cromo se puede presentar en las aguas, tanto en forma hexavalente como trivalente, aunque esta última forma rara vez existe en aguas potables. El hierro ocurre de manera natural en acuíferos pero los niveles en aguas subterráneas pueden aumentar por disolución de rocas ferrosas. Las aguas que contienen hierro son normalmente de color naranja y provoca el destiño en las ropas lavadas, y además tienen un sabor desagradable, que se puede notar en el agua y en la cocina (Lenntech, 2018). El manganeso pueden darle al agua un sabor, olor y color indeseable como manchas cafés-negras en la ropa y utensilios de cocina. El agua contaminada con hierro y manganeso usualmente contiene bacterias de hierro o manganeso. Estas bacterias se alimentan de los minerales que hay en el agua. No causan problemas de salud, pero sí forman una baba rojiza-café (hierro) o café-negra (manganeso) en los tanques de los inodoros y pueden tapar los sistemas de agua (McFarland y Dozier, 2001)

El zinc se presenta de forma natural en el agua, los ríos contienen generalmente entre 5 y 10 ppb. Las sales de zinc causan turbidez cuando están presentes en grandes cantidades en el agua. Adicionalmente, añade al agua un sabor desagradable, esto sucede a partir de concentraciones de $2 \text{ mg Zn}^{2+}/\text{l}$. Los síntomas causados por la carencia del zinc son la pérdida del gusto y la falta de

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

apetito y puede afectar al sistema inmunológico. Aplicaciones con altas concentraciones de zinc resulta proteger del envenenamiento por cadmio y también disminuye la adsorción del plomo (Lenntech, 2018).

Las Bacterias Sulfato-Reductoras (BSR) son microorganismos anaerobios obligados, metabólicamente versátiles provenientes de varias familias y diferentes géneros. Utilizan sulfato u otros compuestos oxidados de azufre como aceptor final de electrones (agente oxidante) para la producción de H_2S . Pueden crecer de forma heterotrófica usando moléculas orgánicas de bajo peso molecular y de manera autotrófica usando hidrógeno y dióxido de carbono (Nagpal et al., 2000; Lens & Kuenen, 2001).

CAPÍTULO 3. CALIDAD BIOLÓGICA, ÍNDICES BIOLÓGICOS, ESTADO TRÓFICO

Los embalses son cuerpos de agua artificiales contruidos en su mayoría con fines económicos (generación de electricidad, consumo humano, riego y ganadería) pero con impactos considerables al ambiente. Ante estos desajustes generados por el cierre del río, se espera que éste nuevo sistema, alcance un nuevo equilibrio y se comporte como uno rejuvenecido (Junk *et al.*, 1989; Bonetto, 1975, 1976, 1986; Bonetto *et al.*, 1989), lo que implica un cambio en las proporciones de las especies existentes y la colonización de nuevas especies en el ambiente hasta alcanzar una nueva organización espacio-temporal.

Existen muchas maneras de estudiar los efectos de la contaminación en los ecosistemas acuáticos y dentro del abanico de opciones, se destacan dos enfoques principales: el primero es utilizando medidas basadas en la estructura comunitaria y la segunda, son las medidas basadas en organismos indicadores (Washington, 1984). El enfoque de estructura comunitaria mediante la observación de la abundancia numérica de cada especie puede ser ordenada de dos maneras: especies de acuerdo a las similitudes y por los principales factores ambientales y/o contaminación.

Se debe tener claro el concepto de diversidad en las comunidades biológicas, para lo cual diferentes autores tienen su definición. La primera definición se refiere a que la diversidad de especies es una función del número de especies presentes (abundancia o riqueza de especies) y la uniformidad con la que los individuos se distribuyen entre esas especies (igualdad de especies o equidad de especies) (Margalef, 1958; Lloyd y Guelardi, 1964; Pielou, 1966 y Hurlbert, 1971). Otra definición es que la diversidad de especies es la relación entre el número de especies y los valores de importancia como la biomasa, los números, la productividad, etc. (Odum, 1971).

Además de la diversidad, se considera de particular importancia la estabilidad a la cual está vinculada la misma diversidad y se define como la constancia de los números en un sistema a través del tiempo (Margalef, 1968). El mismo autor

menciona (1969) que un sistema es estable si al cambiar de estado estacionario desarrolla fuerzas que tienden a restaurarlo a su situación original y si una comunidad es más diversa desde el punto de vista trófico, ésta es más estable y por tanto, la diversidad y estabilidad están históricamente asociadas.

Las comunidades acuáticas son muy dinámicas debido a la rápida transferencia e intercambio de nutrientes entre el agua y los diferentes compartimientos del sistema. Estas cambian sobre una base a largo plazo con una periodicidad estacional (período seco y lluvioso) donde las diferentes especies responden de diversas maneras a los cambios físico-químicos en el agua causada por el clima (temperatura y precipitación), así como factores externos generados por la actividad antrópica donde la carga de nutrientes y arrastre de sedimentos hacia los cuerpos de agua, resultan en escenarios críticos que comprometen la vida de la comunidad y el uso del agua para los diferentes propósitos.

El ingreso constante y en demasía de nutrientes (principalmente compuestos de nitrógeno y fósforo) desde la cuenca de drenaje, provoca una alteración del sistema acuático y de toda la trama alimenticia, al favorecer el crecimiento excesivo de ciertas poblaciones algales que sugieren deterioro de la calidad del agua. Por tal motivo, Clements (2002) considera que el biomonitoreo es la manera más eficaz para evaluar la integridad estructural y funcional de los ecosistemas acuáticos y terrestres.

3.1 Calidad Biológica

3.1.1 Fitoplancton

La comunidad del fitoplancton constituye la base esencial de las tramas tróficas (Lacroix, 1992) de los ecosistemas acuáticos, principalmente en las zonas de aguas abiertas de lagos y embalses. Se encuentra representada por varios grupos algales (Cyanophyta, Bacillariophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Chrysophyta y Dinophyta, entre otros) cuyo desarrollo y crecimiento, dependen de la concentración de nutrientes (esencialmente compuestos de nitrógeno y fósforo), donde a veces algunos grupos resultan favorecidos debido al excesivo ingreso de nutrientes, como respuesta a la contaminación. Cabe señalar que otros factores,

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

como las ambientales (luz, temperatura) pueden favorecer variaciones espaciales y temporales bien marcadas.

En ambientes tropicales donde la luz y la temperatura son relativamente constantes en el año, es la precipitación la que provoca cambios hidrodinámicos del sistema, favoreciendo la circulación de las masas de agua y la generación de numerosas corrientes (Hernández *et al.*, 2008). El incremento de la carga de nutrientes en los cuerpos de agua promueve el desarrollo excesivo de cianobacterias (Hallegraf, 1999). Se estima que al menos el 50% de los afloramientos algales producen venenos que afectan el sistema neuromuscular, tóxicos para el hígado, o son carcinogénicos para los vertebrados. Esto puede causar muerte masiva de peces, aves, ganado, otros animales y serias enfermedades o la muerte en los seres humanos (Carmichael, 1997).

El fitoplancton está sometido a una fuerte influencia estacional y en las zonas tropicales se puede observar grandes contrastes entre las asociaciones de especies en las épocas de lluvias y de sequía (Horne y Goldman, 1994). Además, de esta influencia estacional, la temperatura, la cantidad y duración de la radiación solar, otros parámetros como el pH, los aportes de nutrientes al sistema (fósforo, nitrógeno y sílice) pueden provocar problemas en el equilibrio trófico del ecosistema (Hernández *et al.*, 2016).

3.1.2 Zooplancton

Esta comunidad está conformado por organismos microscópicos de origen animal que flotan libres en el agua, tales como: protozoos, rotíferos y microcrustáceos (cladóceros y copépodos). Constituyen un eslabón clave en la trama trófica de los sistemas acuáticos (López *et al.*, 2001), la información generada sobre esta comunidad es considerada una herramienta importante en el análisis del funcionamiento, así como en el establecimiento de pautas de uso y manejo (González *et al.*, 2002).

Los estudios de zooplancton en el trópico son aún escasos, Brasil es el país que más ha trabajado en este campo y se destacan los llevados a cabo en la Universidad de São Carlos, sobre cladóceros y rotíferos (Rocha y Tundisi, 1976;

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tundisi, 1986; Brandorf *et al.*, 1982, entre otros). Se ha sometido a prueba la hipótesis de que la eficiencia en la transferencia de energía del fitoplancton hacia el zooplancton declina a medida que el tiempo de retención se incrementa, sin embargo, esto no ha sido comprobado plenamente (Roldán, 2008). Otras investigaciones sugieren que la tasa de reproducción del zooplancton disminuye con el incremento del tiempo de retención (Straškaba *et al.*, 1993).

Los rotíferos, poseen poca movilidad, son omnívoros y se multiplican rápidamente por vía sexual, aunque también lo hacen por partenogénesis cuando las condiciones de pH, temperatura, salinidad, amonio como NH_3 y oxígeno disuelto son favorables (Roldán, 2008). Son principalmente consumidores primarios, ya que se alimentan de algas, aunque también pueden ser omnívoros, caníbales y depuradores detritívoros alimentándose de materia sólida en descomposición. Dentro de los rotíferos se encuentran especies que son resistentes a pH elevados, aguas muy concentradas de nutrientes, ambientes con distinto grado de salinidad, cambios de temperatura y tolerando muchos de ellos concentraciones muy bajas de oxígeno.

Los cladóceros poseen poca movilidad, son omnívoros y se multiplican rápidamente por vía sexual cuando las condiciones son favorables. Los cladóceros, suelen superar en biomasa a los rotíferos, ya que estos últimos solo dominan bajo condiciones muy eutróficas (Roldán, 2008).

Los ensambles de zooplancton en los sistemas acuáticos continentales, presentan marcadas oscilaciones temporales en respuesta a variaciones estacionales en la disponibilidad de los recursos tróficos (Horne y Goldman, 1994). Durante los períodos de baja disponibilidad de alimento, la cantidad del recurso constituye una condición limitante para el crecimiento de las poblaciones (Lampert, 1985). Sin embargo, existe evidencia científica que la conducta alimentaria de los cladóceros es altamente compleja y dependiente de atributos diferentes al tamaño de las partículas de las cuales se alimentan (McNaught *et al.*, 1980; Richman y Dodson 1983; Meise *et al.*, 1985; Butler *et al.*, 1989; Bern, 1990).

El período de vida de los copépodos es más largo (semanas a meses) que el de

los cladóceros y rotíferos y poseen mayor poder de locomoción al registrar migraciones verticales al ritmo de la luz y la oscuridad (Roldán, 2008). La morfología y el tipo de alimento que consumen cambia considerablemente según la edad (larvas, juveniles y adultos). En general, se calcula que los copépodos pueden representar entre el 35% y 50% de la biomasa del zooplancton, sin embargo, su participación en la producción secundaria es relativamente menor, por poseer ciclos de vida más largos (Margalef, 1983). Cabe señalar que en aguas ricas en fitoplancton favorece más el desarrollo de cladóceros y rotíferos, debido a su hábito depredador en su edad adulta.

3.1.3 Zoobentos

La comunidad del zoobentos ha sido frecuentemente utilizada para evaluar la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos (Chalar, 1994), estado trófico, así como del grado de contaminación en lagos. Este grupo forma parte de los productores secundarios y aprovechan la gran cantidad de nutrientes que el sedimento proporciona (Quiroz *et al.*, 1998). Ello permite además, determinar a un grupo, o varios, como indicadores de condiciones tróficas de un cuerpo de agua (Kajak y Hillbricht-Ilkowska, 1972; Margalef, 1991; Lind, 1985).

Los organismos del zoobentos reúnen un conjunto de características que los hacen especialmente útiles para estudios de la calidad ambiental: 1) ciclos de vida largos, lo que puede reflejar condiciones del medio por extensos períodos de tiempo 2) poca movilidad 3) distintos rangos de tolerancia a condiciones ambientales diferentes y 4) ocupan una posición central en la red trófica (Bass y Harrel, 1981).

En sistemas fluviales naturales la carga orgánica puede considerarse como el principal factor de tensión. La importancia de los procesos de su descomposición es tal que pueden dominar la biología de los sistemas. Se ha observado que en casos de contaminación importante se produce una reducción del número de taxa presentes y un incremento en la abundancia de aquellos tolerantes (Margalef, 1983). Esto obedece a que los organismos acuáticos poseen distintos límites de tolerancia para los diversos parámetros físicos y químicos lo que determinará la

presencia y abundancia de ciertas especies (Chalar, 1994).

Estudios completos sobre zoobentos en lagos y embalses son escasos (Prat y Rieradevall, 1998) y los que existen son de regiones templadas (Dinamarca y Suiza). Sin embargo, estos sistemas no mostraron efectividad en otras áreas climáticas, ni tampoco cuando se usan para la tipología de la fauna profunda de embalses (Prat *et al.*, 1992) en donde otros factores aparecen como más importantes.

En los lagos y embalses de la zona tropical, la escasa cantidad de oxígeno disuelto de forma temporal o permanente en el fondo reduce la fauna a tal simplicidad que no hace posible el uso de los organismos bentónicos como indicadores (Prat y Rieradevall, 1998). Sin embargo, los grupos de zoobentos que han recibido mayor atención son los organismos de sustrato blando, como son los oligoquetos y quironómidos (Armitage *et al.*, 1995).

Estos organismos bentónicos dependen del flujo de energía que les llega desde la zona planctónica, por ende su estructura y densidad de población dependen de esta entrada y el tipo de material que les llega hasta los sedimentos. La calidad de los sedimentos disminuye con la profundidad en lagos y embalses, por tanto, la calidad de los alimentos también cambia, a mayores profundidades los organismos tienden a ser detritívoros. Una mayor dominancia de los oligoquetos en las partes más profundas de lagos y embalses es común donde los aportes alóctonos son siempre abundantes por el cambio de nivel de sus orillas que origina una rápida sedimentación, la rápida renovación de sus aguas y la erosión de sus cuencas (Prat y Rieradevall, 1998).

Los oligoquetos son parte del zoobentos de embalses y son gusanos segmentados que forman parte de la comunidad bentónica y la distribución geográfica de sus poblaciones está vinculada a la selección del hábitat y los efectos de la polución orgánica. Su presencia y abundancia está correlacionado con la composición particulada y el contenido de materia orgánica de los sedimentos (Timm, 1962a, 1962b). Cuando los lagos y ríos se hallan extremadamente contaminados, es muy común que se establezca una población

abundante de oligoquetos-tubificidos (Brinkhurst y Cook, 1974). Estas condiciones de extremo enriquecimiento orgánico de los lagos van acompañadas de una gran reducción en la liberación de oxígeno, lo cual es letal para la mayoría de los animales bentónicos.

Por tanto, es fácil encontrar una correlación entre la eutrofización y la acidificación de los lagos con las comunidades indicadoras. Sin embargo, estos criterios no son directamente aplicables para lagos y embalses tropicales, ya que otros factores son los protagonistas, especialmente el contenido de oxígeno, que puede depender de la duración de la termoclina y la entrada de material alóctono. En muchos lagos de la zona tropical la falta de oxígeno a niveles por debajo de 1,0 mg.l⁻¹ en el fondo reduce la fauna a tal simplicidad (cuando existe) que no hace posible el uso de organismos bentónicos como indicadores.

3.2 Índices Biológicos

Se han propuesto una amplia gama de índices biológicos para evaluar los cambios en las comunidades acuáticas, los cuales requieren de datos sobre la composición de especies en las áreas estudiadas, en contraste con los índices tróficos que se basan en parámetros físico-químicos, incluyendo la concentración de clofófila-a (Danilov, 1999). Los índices de diversidad y similitud son un enfoque para estimar la calidad biológica a través de la estructura de la comunidad, también estiman datos sobre la abundancia dentro de las especies en una población con la ayuda de un solo número (Danilov, 1999). En los índices de similitud se utilizan para comparar dos muestras y aunque existen numerosos estudios sobre índices (Boyle *et al.*, 1990; Whitton y Kelly, 1995; Karydis y Tsirtsis, 1996), todavía no hay consenso en cuanto a la utilidad de diferentes índices para la evaluación de la eutrofización.

3.2.1 Índices de Diversidad

A continuación se mencionan los índices de riqueza, dominancia y equidad utilizados:

3.2.1.1 Índices de Riqueza

El índice de Margalef (1958) propuesto para medir la riqueza de especies de manera independiente al tamaño de la muestra, se basa en la relación entre S y el número total de individuos observados (n), que se incrementa con el tamaño de la muestra.

$$R_1 = \frac{S - 1}{\ln(n)}$$

El índice de Menhinick al igual que el de Margalef, se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos observados. Este índice varía en un rango entre cero y cinco. Sin embargo, valores por encima de tres son muy raros. Por tanto, el aumento del número indica mayor riqueza y entre más cercano a cero indica una menor riqueza. Su ecuación es:

$$D_{Mn} = \frac{\Sigma(s)}{\sqrt{\Sigma ind. totales}}$$

3.2.1.2 Índices de Equidad

El índice de Shannon:

Es de los más utilizados para cuantificar la biodiversidad, también conocido como Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1949). Este índice muestra la variabilidad de una comunidad sobre la base de dos variables: el número de especies presentes y su abundancia relativa. Esto es, si una comunidad de S especies es muy homogénea, por ejemplo porque existe una especie claramente dominante y las restantes (S-1) especies apenas presentes, el grado de incertidumbre será más bajo que si todas las S especies fueran igualmente abundantes (Pla, 2006). Este índice tiene la ventaja de que toma en cuenta la riqueza de especies, equitatividad y su abundancia. Es un índice sensible para especies raras. El índice toma valores entre 0,5 y 5,0, los valores inferiores a 2,0 se consideran como indicador de baja diversidad, y por tanto, el sistema acuático está siendo sometido a tensión. Los valores mayores a 3,0 se consideran indicador de alta diversidad y mejor calidad del cuerpo de agua.

El índice de equidad de Pielou (1975), se expresa como el grado de uniformidad en la distribución de individuos entre especies. Se puede medir comparando la diversidad observada en una comunidad hipotética con el mismo número de especies (Moreno, 2001). Este índice puede tomar valores entre 0 y 1, siendo los cercanos o iguales a uno, los que corresponden a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes o equitativas, y lo contrario si toma valores cercanos a cero. Su ecuación es:

$$J' = \frac{H'}{H_{max}}$$

donde $H'_{max} = \ln(S)$ y H' = medida logarítmica de la diversidad

3.2.1.3 Índices de Dominancia

El índice de dominancia de Simpson (1949), considera la probabilidad de que dos individuos de la población seleccionados al azar sean de la misma especie. Cuanta más alta es la probabilidad, menos diversa es la comunidad. Es un índice relativamente insensible a especies raras pero altamente sensible para especies dominantes. Si se obtienen resultados desfavorables en su cálculo puede ser indicador de impactos como polución orgánica, degradación de la morfología del río y degradación general. Este fue el primer índice de diversidad usado en ecología.

$$D_{Si} = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

p_i = abundancia proporcional de la i -ésima especie; representa la probabilidad de que un individuo de la especie i esté presente en la muestra, siendo entonces la sumatoria de p_i igual a 1. Mientras p_i^2 se calcula elevándolo al cuadrado.

El índice de dominancia Berger–Parker (1970) mide la dominancia de la especie o taxón más abundante. Este índice toma valores entre 0 y 1, los cuales también pueden ser expresados en términos porcentuales. Por tanto, los valores cercano a uno (1) representan la presencia de una especie dominante y valores cercanos a cero (0) representan mayor heterogeneidad de la población. Este indicador al

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

igual que el de Simpson refleja los mismos problemas de contaminación, como ser orgánica y degradación general. Su ecuación es:

$$dB - P = \frac{\# \text{ de individuos de la especie dominante}}{\Sigma \text{ de todos los individuos de todas las especies}}$$

3.2.1.4 Índices de Similitud

El índice de Jaccard o Coeficiente de Similitud de Jaccard expresa el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad, que se refiere al cambio de especies entre dos estaciones o sitios (Pielou, 1975; Magurran, 1998). El intervalo de valores para el índice de Jaccard va de 0, cuando no hay especies compartidas entre ambas estaciones, hasta 1, cuando dos estaciones tienen la misma composición de especies. La ecuación es:

$$J = \frac{a}{a + b} * 100$$

a= número de especies comunes, b= número de especies no comunes

El porcentaje de similitud de comunidades, es la suma de las menores abundancias relativas de las especies en común entre los dos sitios comparados. Los valores de este índice varían entre 0 y 1, los cuales pueden tomar valores porcentuales. Su ecuación es la siguiente:

$$PSC = \Sigma \text{ de las abundancias relativas de las especies en común}$$

El índice de Sørensen (1948), es un estadístico utilizado para comparar la similitud de dos muestras. Al igual que los dos anteriores toma valores entre 0 y 1, los cuales pueden expresarse en valores porcentuales. Donde cero es el indicador de que no existe similitud y uno que ambas comunidades son muy similares. Su ecuación es la siguiente:

$$S = \frac{2 * a}{a + b} * 100$$

3.3 Estado Trófico

Para definir el estado trófico de una masa de agua y tener un dato comparativo

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

con otros sistemas, se utilizan índices del estado trófico calculados con base en diferentes parámetros (Fraile *et al.*, 1995). Existen muchas metodologías para su evaluación, siendo las más frecuentemente usadas las que involucran variables tales como clorofila-*a*, transparencia del disco Secchi, número de células algales, nitrógeno inorgánico, nitratos y fósforo total.

Se ha identificado que las actividades humanas contribuyen mayormente con los cambios en el estado trófico de los ecosistemas acuáticos al incrementar el ingreso de la carga de nutrientes, alcanzando muchas veces la condición de eutrofización (Ledesma *et al.*, 2013). Esta es considerada como uno de los problemas ambientales más frecuentes en lagos y embalses, ya que promueven circunstancias indeseables desde muchos puntos de vista: estético, turístico y especialmente, ecológico y de gestión de las aguas (Arosena *et al.*, 2008).

La eutrofización se define como un proceso de deterioro de la calidad del recurso, el cual se origina por el enriquecimiento de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, condicionando la utilización de los mismos y ejerciendo grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional (Girão *et al.*, 2007; Stefouli *et al.*, 2005). Está bien documentado que los cambios iniciales en las comunidades acuáticas son una consecuencia del aumento de la eutrofización que inician con las sucesiones en la composición de las especies, la abundancia o la producción de fitoplancton (Ignatiades *et al.*, 1985; Watson *et al.*, 1997).

CAPÍTULO 4. CARACTERIZACIÓN DE LOS SEDIMENTOS

Los sedimentos se van formando por acumulación de materiales de origen detrítico, químico u orgánico, resultantes de la erosión de rocas, precipitación de elementos disueltos en el agua y acumulación de materia orgánica que se depositan al disminuir la energía del fluido que los transporta (agua o viento). Su composición depende de los materiales que lo originan por procesos de meteorización u otros influenciados por el hombre (Mc Bride, 1994; Doménech, 1997).

En general, la composición química de un sedimento resulta de un componente orgánico (microorganismos, residuos, detritus) e inorgánico. Los inorgánicos son generados en la erosión de las rocas, en los materiales sueltos y consolidados, además de compuestos generados por precipitación de sales disueltas, tales como sulfatos, carbonatos y sílice (Hakanson, 1983). La naturaleza química primaria de un sedimento está determinada por los procesos de meteorización que lo han originado y de fraccionamiento mecánico por efecto del transporte y la deposición (Welcomme, 1985).

Los procesos de adsorción son influenciados por las características físicas y químicas de la solución natural. El pH, potencial redox, temperatura, concentración de elementos traza, especiación de éstos, composición y propiedades de la superficie, son factores significativos en la asociación de la interface. Sin embargo, el factor más relevante en esta interacción es el pH, por ejemplo, los iones metálicos que se hidrolizan a pH inferior a 8,5 pueden ser adsorbidos por el material particulado (Förstner y Solomons, 1980; Bejarano, 1992; Chen *et al.*, 1996; Moalla *et al.*, 1996).

Los metales ingresan a través de procesos de precipitación, intercambio iónico y adsorción. Ciertas formas de metales son resistentes al intercambio con el agua, manteniéndose estables por largos períodos de tiempo, entre éstos se destacan los provenientes de restos rocosos y de matriz arcillosa (Fuenzalida, 1965; Klohn, 1972; Golterman, 1983).

En el fondo de los cuerpos de agua puede existir remoción de los sedimentos, con

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

la subsecuente ocurrencia de procesos químicos en la columna de agua, que están íntimamente ligados a la degradación de la materia orgánica, la cual produce reacciones de óxido-reducción. El resultado de todos los cambios químicos en los sedimentos, se refleja en la reducción de los metales oxidados, los cuales se movilizan a través de la columna de agua en forma soluble. Ejemplos típicos, son las transformaciones que experimentan las especies oxidadas de hierro y manganeso, que en ambientes sedimentarios son reducidos y transformados en especies solubles e ingresan a la solución (Castro, 1982; Alonso, 1983; González, 1991). Diferentes actividades antrópicas pueden modificar la calidad de los sedimentos, que al final modifican la calidad del agua superficial, convirtiéndose en un riesgo ambiental para los consumidores finales de dichas aguas.

En la siguiente descripción se incluyen cuatro elementos traza que no están normados en las directrices canadienses (Al, P, Fe y Mn) y cuatro elementos traza normados por estas directrices (As, Cu, Pb y Zn).

El aluminio puede ser movilizado a partir de suelos y sedimentos tanto por procesos naturales de intemperismo como de acidificación acelerada, lo que da lugar a niveles detectables en aguas superficiales (Harvey *et al.*, 1981). El fósforo puede obtenerse de las rocas ígneas y otros tipos de rocas por lixiviación o intemperismo, donde la deposición atmosférica y la erosión del suelo contribuyen con el fósforo en el medio acuático (Wetzel, 1975). La descomposición de la materia orgánica es otra fuente de fósforo (IJC, 1980; Ministerio de Medio Ambiente de Ontario, 1981), así como los efluentes domésticos, industriales y el drenaje agrícola de las tierras fertilizadas.

El hierro es el cuarto elemento más abundante en la corteza terrestre (Salud y Bienestar de Canadá, 1980) y se libera naturalmente en el medio ambiente debido al desgaste de los minerales sulfurosos (pirita, FeS_2), rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas. La lixiviación de areniscas también liberan al medio ambiente, óxidos e hidróxidos de hierro, así como la actividad humana mediante el procesamiento de minerales, corrosión de hierro y acero (McNeely *et al.*, 1979) e

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

industrias relacionadas con el hierro (IJC, 1976). El manganeso tiene cambios pronunciados en las concentraciones disueltas pueden ser causados por cambios en el potencial redox, oxígeno disuelto, pH y materia orgánica, las fuentes naturales significativas y vías de acceso al manganeso son los suelos, sedimentos, rocas metamórficas y sedimentarias (Delfino y Lee, 1968; Slack y Feltz, 1968; Spener y Brewer, 1971; Howard y Chisholm, 1975; Wetzel, 1975).

La probabilidad de efectos biológicos adversos que se producen en respuesta a la exposición a un sitio determinado depende de la sensibilidad de las especies individuales, así como de una variedad de propiedades físicoquímicas (por ejemplo: pH y potencial redox), geoquímicas, concentraciones de fósforo, óxidos metálicos y factores biológicos (por ejemplo: el comportamiento alimentario y las tasas de absorción) que afectan la biodisponibilidad a diferentes contaminantes (Environment Canadá, 1998).

El arsénico es liberado al medio ambiente por el desgaste de las rocas que contienen arsénico y por actividad volcánica. La cantidad que ingresa al ambiente por actividad volcánica, es probablemente menor que el intemperismo y la cantidad liberada anualmente al medio ambiente mundial como resultado de las actividades humanas, es aproximadamente el doble que la de origen ambiental debido a la intemperie (Ferguson y Gavis, 1972) y se menciona que la mayor parte es absorbido por los suelos y los sedimentos (Carriker *et al.*, 1976).

Las fuentes naturales de cobre en ambientes acuáticos incluyen la meteorización o la solución de minerales de cobre. Sin embargo, las actividades antropogénicas pueden liberar cantidades significativas de cobre al medio ambiente (McNeely *et al.*, 1979) y se estima que las fuentes antropogénicas de cobre para los entornos acuáticos representan entre el 33 y 60% del total de los insumos anuales mundiales (Demayo y Taylor, 1981).

Las principales fuentes de minerales de plomo son las rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias (Health and Welfare Canadá, 1980; Crabtree, 1965). La entrada antropogénica de plomo en el medio ambiente supera a todas las fuentes naturales y llega al medio acuático a través de precipitaciones, precipitaciones de

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

polvo de plomo, escorrentía de calles y descargas de aguas residuales industriales y municipales (USEPA, 1976; Jaques, 1985).

El zinc es un oligoelemento esencial que puede ser tóxico para la biota acuática a concentraciones elevadas y sus concentraciones en los primeros centímetros de los sedimentos de los ríos y lagos son 10-700 mg.kg⁻¹, con promedios de aproximadamente 120 mg.kg⁻¹ (Taylor y Demayo 1980). La probabilidad de efectos biológicos adversos que se producen en respuesta a la exposición al zinc en un sitio determinado depende de la sensibilidad de cada una de las especies así como de una variedad de propiedades fisicoquímicas, geoquímicas y factores biológicos que afectan la biodisponibilidad del zinc (Environment Canadá, 1998).

METODOLOGÍA

CAPÍTULO 1. DISPONIBILIDAD DE AGUA Y SEDIMENTACIÓN

1.1 Puntos de muestreo

El punto Cortina, es el lugar donde se lleva a cabo la extracción de agua para la planta de tratamiento, es la más profunda del embalse (hasta 38 m) y es la zona que tiene características más similares a un lago. De acuerdo a la revisión bibliográfica, en este punto de los embalses predomina el plancton, disminuye la sedimentación del material inorgánico, existe limitación potencial de nutrientes y se genera más materia orgánica de la que se puede procesar (Roldán y Ramírez, 2008).

El punto Centro, es la zona media del embalse, en este lugar se estabiliza la corriente de agua proveniente de su principal tributario, tiene profundidades entre 25 m en época lluviosa y 14 m en época seca. De acuerdo a Roldán y Ramírez, (2008), en esta zona se sedimentan las arcillas y limos, es una zona donde impera la anoxia por el procesamiento biológico de la materia orgánica, y bajo estas condiciones se acelera la desnitrificación (incremento de amonio), el manganeso y el hierro son adsorbidos por el material particulado sedimentado.

El punto Cola, es por donde el agua proveniente del río Guacerique hace su entrada al embalse, es una zona con sinuosidades, el flujo de agua se comporta de manera mixta entre lótico y léntico. Su profundidad puede variar entre 14 m en época lluviosa y 3 m en época seca. De acuerdo a la revisión bibliográfica en esta zona los sedimentos suelen ser clásticos, es decir formados a partir del depósito o rocas formadas por los fragmentos preexistentes y aunque la respiración puede ser alta, por lo general la cola suele ser poco profunda y bien mezclada y en consecuencia aerobia (Roldán y Ramírez, 2008). En la Figura 3, se indican los sitios de muestreo para el embalse Los Laureles (Cortina, Centro y Cola).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

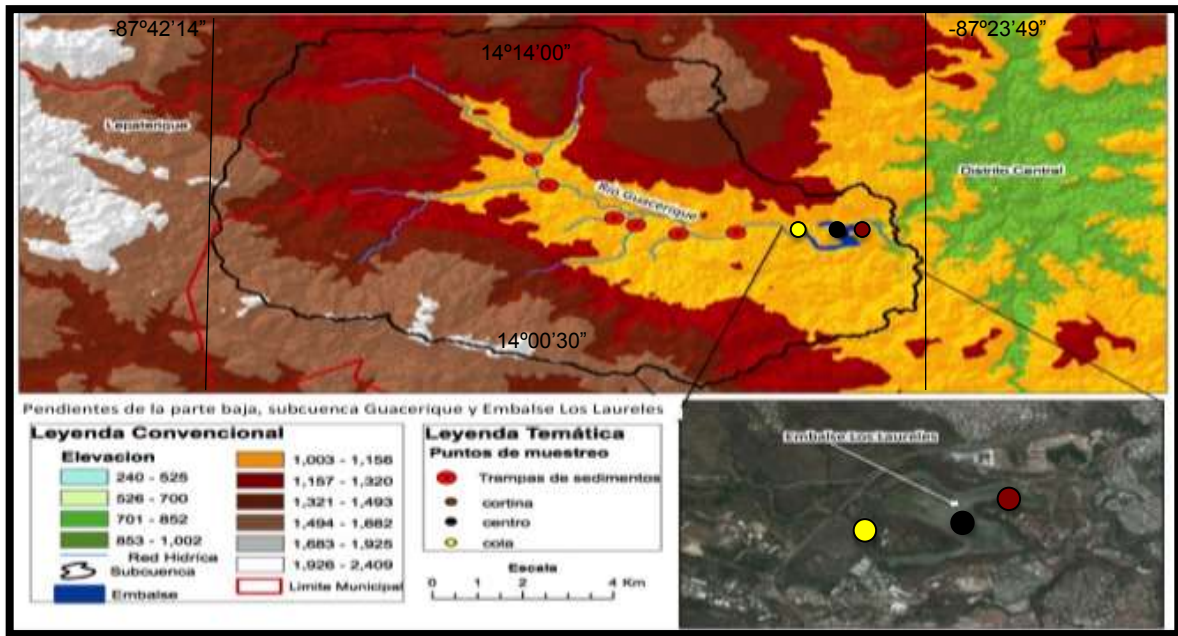


Figura 3. Mapa de pendientes de la parte baja de la subcuenca Guacerique y puntos de muestreo en el embalse Los Laureles.

1.2 Balances Hídricos (método de Thornthwaite (1948))

El balance hídrico se llevó a cabo mediante la aplicación del método de Thornthwaite (1948), para lo cual se tomó en cuenta la información suministrada por cinco estaciones meteorológicas del SANAA (1. Batallón, 2. Quiebramonte, 3. Rincón de Dolores, 4. San Matías y 5. El Escarbadero) para los años 2001 al 2016. Un año hidrológico comprende desde el mes de octubre hasta el mes de septiembre del siguiente año.

La ecuación básica del método Thornthwaite (1948) queda de la siguiente manera:

$$BH = P - (E + ETR + Q).$$

1.3 Trampas de sedimentos

El transporte y carga de estos materiales se estimó mediante la colocación de siete trampas de sedimentos: dos en el río Guacerique y cinco en sus tributarios por un tiempo de 21 días durante el mes de junio. Los sitios seleccionados debieron cumplir los siguientes requisitos: (1) Cauce del río bien definido, evitando la sinuosidad, (2) Lecho del río compuesto por material permeable y (3) Caudal

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

moderado que permitiera colocar la trampa (Figura 4). Se midió el caudal del río, también se insertaron dos varillas de hierro en el centro del río con un mazo y a continuación se colocó la trampa en el centro del cauce. Luego se retiró la trampa después de tres semana para tener una muestra representativa. La muestra colectada se dejó sedimentar durante una semana en un envase de 10 litros durante una semana. Posteriormente se agregó el material sedimentado a una cápsula de porcelana grande y antes se anotó el peso de la cápsula de porcelana vacía. Se pesó la cápsula de porcelana con la muestra húmeda y se anotó el peso. Se secó la muestra en el horno a 105 °C durante 24 horas. Se pesó la muestra seca y se anotó el peso. Los resultados obtenidos se expresaron en gramos (g).

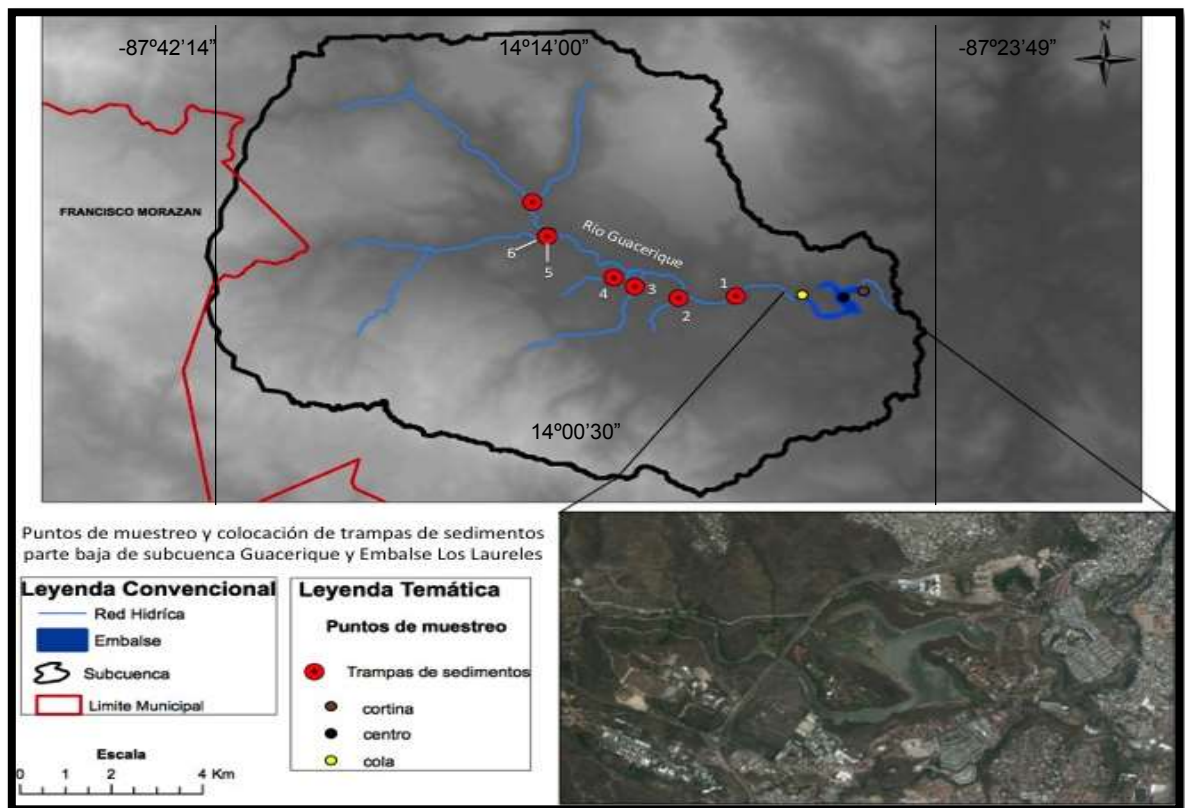


Figura 4. Mapa de trampas de sedimentos en la subcuenca del río Guacerique

CAPÍTULO 2. CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA

2.1 Calidad de agua para uso potable y protección de la vida acuática

La calidad del agua actual (2015 - 2016) e histórica (2001 - 2016) se estimó al comparar los resultados de análisis de los parámetros físico-químicos, microbiológicos y metales/metaloideos con las normativas o directrices existentes o adoptadas para los dos usos previstos del agua del embalse (consumo humano y protección de la vida acuática).

Las muestras de agua fueron colectadas en tres puntos seleccionados históricamente por el Laboratorio de Control de Calidad del SANAA para el monitoreo de calidad de agua del embalse: Cola, Centro y Cortina (Figura 1). Este laboratorio ha generado información físico-química y microbiológica durante 61 campañas de muestreo en los tres puntos antes mencionado y éstos se han realizado en las dos épocas del año (periodo seco y lluvioso) entre las 09 h 00 – 15 h 00.

Para consumo humano se utilizó la “Norma Técnica para la Calidad del Agua Potable” de la República de Honduras, vigente desde el 04 de octubre de 1995. Los parámetros seleccionados fueron aquellos de los que se tuvieron datos confiables y que a su vez estuvieran contemplados bajo esta norma técnica, como son: 12 físico-químicos (amonio, calcio, cloruros, color, dureza, magnesio, nitratos, nitritos, pH, conductividad, turbidez y sólidos totales disueltos), siete metales/metaloideos (aluminio, arsénico, cadmio, cromo, hierro, manganeso y zinc) y dos microbiológicos (Coliformes totales y *Escherichia coli*). Los únicos tres metales con información histórica son: hierro, aluminio y manganeso. La información sobre los otros cuatro metales/metaloideos de interés: arsénico, cadmio, cromo y zinc fueron generados solamente para el período de este estudio (2015 - 2016). Todas las metodologías analíticas usadas provienen del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMWW) y se resumen en las Tablas 61 (parámetros físico-químicos), 62 (parámetros microbiológicos) y 63 (metales/metaloideos), de los anexos del objetivo dos (2).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Los parámetros físico-químicos, metales y metaloides analizados y con valores establecidos por las directrices de la CCME son: aluminio amonio, arsénico, cadmio, cloruro, cromo, hierro, nitratos, nitrito, oxígeno disuelto, pH, turbidez y zinc; además de color y temperatura cuyas directrices son narrativas. Los valores establecidos por la USEPA son para los parámetros: alcalinidad, aluminio, amonio, arsénico, cadmio, cloruro, cromo, hierro, pH y zinc; además de los criterios narrativos para: color, dureza, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos y temperatura. En las Tabla 61, 62 y 63 en los anexos del objetivo dos (2) se presentan las metodologías analíticas utilizadas para determinar los parámetros físico-químicos, microbiológicos y metales/metaloides, respectivamente, con su límite de detección.

2.2 Cálculo de los índices de calidad de agua para consumo humano y protección de la vida acuática

Los índices de calidad de agua son una expresión matemática simple, un número que oscila entre 0 y 100, que es el resultado de la comparación de resultados de los parámetros de interés contra valores normados, objetivos, directrices o criterios de calidad de agua. Esto se hizo por medio del software WQI (Water Quality Index) versión 1.2 en ambiente Visual Basic para Microsoft Excel desarrollado por el CCME (Descargado de: www.ccme.ca).

2.3 Estimación del impacto del cambio climático sobre la calidad del agua

El impacto del cambio climático sobre la calidad del agua se estimó a partir de las diferencias potenciales en los índices de calidad de agua calculados durante años Niño, Niña, Neutral y mezclas (Niño-Neutral/Neutral-Niño).

2.4 Índices de Calidad de Agua (Water Quality Index, WQI)

Los índices de calidad de agua se pueden calcular para cualquiera de los usos, debido a que el usuario puede utilizar los diferentes criterios o directrices establecidos para un determinado número de objetivos de calidad y para un determinado número de usos.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Este índice elaborado por el Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente de Canadá, se basa en tres atributos de la calidad que están relacionados con los objetivos, criterios o directrices de calidad que son el alcance (F1), la frecuencia (F2) y la amplitud (F3). A continuación se describe el cálculo de cada atributo (F1, F2 y F3) y del WQI:

Alcance (F1): Representa el porcentaje de variables que no cumplieron con los objetivos al menos una vez durante el período de tiempo en consideración (variables fallidas), relativo al número total de variables medidas:

$$F1 = \frac{\text{Número de variables que fallaron}}{\text{Número total de variables}} \times 100$$

Frecuencia (F2): Representa el porcentaje de pruebas individuales que no cumplieron con los objetivos (pruebas fallidas), dividido entre el número total de pruebas:

$$F2 = \frac{\text{Número de pruebas que fallaron}}{\text{Número total de pruebas}} \times 100$$

Amplitud (F3): Representa la cantidad por la cual los valores de pruebas fallidas no cumplieron sus objetivos. F3 se calcula en tres pasos.

Primero, el número de veces por la cual una concentración individual es mayor que (o menor que, cuando el objetivo es un mínimo) el objetivo, es denominado como una “excursión” y es expresado como en la fórmula. Cuando el valor de prueba no debe exceder el objetivo:

$$\text{excursión} = \frac{\text{Valor de la prueba que fallo}}{\text{Objetivo}} - 1$$

Cuando el valor de la prueba no debe ser más bajo del objetivo:

$$\text{excursión} = \frac{\text{Objetivo}}{\text{valor de la prueba que fallo}} - 1$$

La cantidad colectiva por la cual las pruebas individuales están fuera de conformidad, esta es calculada por la sumatoria de las excursiones de las pruebas individuales por el número total de pruebas (tanto las que cumplen como las que

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

no cumplen los objetivos). Esta variable, hace referencia a la suma normalizada de excursiones o sne y es calculada como:

$$sne = \frac{\sum \text{excursión}}{\text{Número de pruebas}}$$

F3 es calculada por una función asintótica que escala las sumas normalizadas de las excursiones de los objetivos (sne) para producir un rango entre 0 y 100.

$$F3 = \frac{nse}{0.01nse + 0.01}$$

Una vez que los tres factores han sido obtenidos el CWQI puede ser calculado:

$$CWQI = 100 - \frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1.734}$$

El valor de 1,734 normaliza los valores resultantes para obtener un rango entre 0 (peor calidad de agua) y 100 (mejor calidad de agua). La escala se divide en cinco diferentes categorías para describir la calidad del agua. La categorización que se utiliza es: Excelente (valor CQWI de 95 a 100), Buena (valor CWQI de 80-94), Regular (valor CWQI de 65-79), Marginal (valor CWQI de 45-64) y Pobre (valor CWQI de 0-44). El WQI requiere de un mínimo de cuatro variables muestreadas durante cuatro muestreos para realizar los cálculos del índice. Este índice se utilizó para rastrear cambios temporales y espaciales teniendo en cuenta las mismas variables para los mismos sitios de muestreo.

Al final el programa ofrece en una hoja de resultados (tested data), en la cual muestra cada variable de manera individual en diferentes columnas, por sitio y fecha de muestreo. El programa compara el resultado introducido contra el parámetro de referencia, si el resultado introducido incumple o sobrepasa (o está por debajo como en el caso de la alcalinidad) el valor normado, este provee un color que resalta todos los resultados que fallaron y es extremadamente útil para su rápido reconocimiento. Los resultados en gris indican que dichos parámetros sobrepasaron el valor establecido menos de 10 veces, los resaltados en amarillo entre 10 y 25 veces y los resaltados en rojo indican más de 25 veces el valor de referencia.

CAPÍTULO 3. CALIDAD BIOLÓGICA DE LAS COMUNIDADES PLANCTÓNICAS Y BENTÓNICA Y EL ESTADO TRÓFICO

3.1 Fitoplancton,

3.1.1 Toma de muestras en el campo

Las muestras cualitativas (identificación taxonómica) y cuantitativas (abundancia numérica y biomasa clorofila-*a*) del fitoplancton corresponden a muestras integrales de la zona eufótica (Z_{eu} : transparencia del agua medido con el disco Secchi x 3,0) de cada uno de los puntos de muestreo dentro del embalse.

Para la toma de las muestras cualitativas se utilizó una red de arrastre de plancton (20 μ m de luz de malla), siendo ésta arrastrada de manera vertical hacia la superficie, cuantas veces fuese necesario hasta conseguir un filtrado visible. El material recolectado fue transferido a un frasco plástico (250 ml) y guardado en un termo con hielo hasta su arribo al laboratorio.

Para la obtención de las muestras cuantitativas se utilizó una botella Van Dorn JT1 (1 litro) con la cual se extrajo agua a diferentes profundidades y homogenizadas para la obtención final de la muestra (500 ml) correspondiente a la zona eufótica y preservada con solución lugol (0,5 ml / 100 ml de muestra).

3.1.2 Análisis en el laboratorio

La identificación taxonómica de los microorganismos del fitoplancton (análisis cualitativo) se llevó hasta el nivel máximo posible bajo un microscopio compuesto a diferentes magnificaciones (25x, 40x y 100x) y con el apoyo de claves taxonómicas adecuadas.

La estimación de la abundancia numérica (Ind l^{-1}) se realizó bajo el microscopio invertido mediante el método de Utermöhl (1958). Para la estimación de la biomasa clorofila-*a* fue a través del método de Espectrofotometría UV-VIS (Parte 10200 H, Método Estándar 21 Edición).

3.2 Zooplancton

3.2.1 Toma de muestras en el campo

Con el apoyo de una red de Winsconsin (55 μm de luz de malla), las muestras de zooplancton fueron recolectadas mediante arrastres verticales desde un metro antes del fondo en cada uno de los puntos. A cada punto le correspondió una muestra con tres submuestras y a cada submuestra tres arrastres. Las muestras fueron preservadas con 30 ml de alcohol (90%).

3.2.2 Análisis en el laboratorio

En el laboratorio, las muestras de zooplancton fueron pre-filtradas a través de un tamiz de 35 μm de luz de malla, los microorganismos transferidos a viales de 25 ml y preservados nuevamente con alcohol (90%).

El análisis cualitativo de los microorganismos se hizo hasta el nivel máximo posible bajo un estereoscopio y con el apoyo de claves taxonómicas adecuadas. En ciertas ocasiones fue necesaria la disección de los mismos para lograr una correcta identificación, la cual fue alcanzada bajo el microscopio compuesto y a diferentes magnificaciones (10x, 16x, 25x, 40x).

Una vez identificados los microorganismos, se procedió al conteo de tres alícuotas de cada una de las tres submuestras correspondiente a una muestra y los datos obtenidos del recuento fueron reportados como número de individuos por metro cúbico.

3.3 Zoobentos

3.3.1 Toma de muestras en el campo

Las muestras de sedimentos de fondo del embalse fueron recolectadas únicamente en los puntos Cortina y Centro, ya que el punto Cola registró un lecho rocoso que imposibilitó la captación. Se utilizó en este estudio dos tipos de draga: draga Ekman (225 cm^2) en el I, III y IV muestreo y la draga Peterson modificada modelo 1061 (140 cm^2) para el II muestreo. A cada punto de muestreo le correspondió tres sub-muestras de sedimentos.

3.3.2 Análisis en el laboratorio

En el laboratorio las muestras de sedimento fueron lavadas y filtradas a través de dos tamices (200 μm y 500 μm), guardadas en recipientes plásticos y fijadas con alcohol (90%). La identificación taxonómica se hizo hasta el nivel máximo posible bajo el estereoscopio y con el apoyo de claves taxonómicas adecuadas. En ciertas ocasiones fue necesaria la disección de los mismos para lograr una correcta identificación, la cual fue alcanzada bajo el microscopio compuesto y a diferentes magnificaciones (10x, 16x, 25x). Los organismos contabilizados se depositaron en viales vidrio de 15 ml conteniendo alcohol al 90%. Los resultados de densidad poblacional se expresaron en individuos por metro cuadrado (ind.m^{-2}).

Nota: las etapas de toma de muestras biológicas (fitoplancton, zooplancton y zoobentos) en el campo y las etapas de análisis en el laboratorio descritas anteriormente se encuentran contenidos dentro de los Procedimientos Operativos Normalizados del Laboratorio de Hidrobiología del CIRA/UNAN-Managua.

3.4 Índices del Estado Trófico

Se aplicaron cinco metodologías que se mencionan a continuación:

3.4.1 Índice de Carlson (1977)

Este índice utiliza como variables los valores medios anuales de la profundidad del disco de Secchi y clorofila-a (Tabla 4).

Tabla 4. Ejemplos de valores medidos de transparencia y clorofila-a correspondientes a un valor de V.E.T. obtenido. Índice de Carlson (1977).

*V.E.T.	Categoría	Disco Secchi (m)	Clorofila - a (mg.m^{-3})
0 - 20	Oligotrófico	64,0 - 16,0	0,04 - 0,34
21 - 60	Mesotrófico	15,0 - 1,0	0,35 - 20,0
61 - 70	Eutrófico	0,99 - 0,25	21,0 - 154,0
81 - 100	Hipereutrófico	0,24 - 0,062	155,0 - 1183,0

*V.E.T. = Valor de estado trófico

3.4.2 Índice de Carlson y Simpson (1996)

Este segundo método (Tabla 5) aplica las siguientes ecuaciones simplificadas que involucran la transparencia del disco Secchi (DS) y la clorofila-a (Cl-a):

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

$$IET (DS) = 60 - 14.41 \ln (DS)$$

$$IET (Cl - a) = 9.81 \ln (Cl - a) + 30.6$$

Tabla 5. Ejemplos de valores y categorías medidos para transparencia y clorofila-a correspondientes a un valor de V.E.T. obtenido con las ecuaciones. Índice de Carlson y Simpson.

*V.E.T.	Categoría	Atributos
0 - 40	Oligotrófico	Aguas transparentes, con oxígeno todo el año en el hipolimnion
41 - 50	Mesotrófico	Aguas moderadamente claras, pero con un incremento de los tiempos de anoxia
51 - 80	Eutrófico	Disminución de la transparencia, dominancia de algas verde-azules, problemas de macrófitas, bloom algal
81 - 100	Hipereutrófico	Bloom algal, pocas macrófitas, muerte de peces.

*V.E.T. = Valor de estado trófico

3.4.3 Índice de Toledo Jr. *et al.*, (1985)

El tercer método es un ajuste a la metodología de Carlson, el cual propuso cambios en la formulación matemática del índice de estado trófico (IET), con el objetivo de adaptarlos a las condiciones climáticas de los ambientes tropicales; las ecuaciones modificadas por Toledo Jr. (1985) para cada uno de los parámetros son las siguientes:

$$Transparencia (Ds)(m) = 60 - 14,41Ln(DS)$$

$$Clorofila a (Cl - a) (mg./l) = 9,81Ln(Cl - a) + 30,6$$

Los Índices de Toledo Jr. *et al.*, (1985) son variaciones realizadas al Índice de Carlson (IETm); éstos utilizan transparencia (DS) y concentraciones de fósforo total (P) y clorofila a activa (Cl-a) (Velásquez *et al.*, 2007) (Tabla 6).

Tabla 6. Ejemplos de valores y categorías medidos para transparencia y clorofila-a correspondientes a un valor del índice de estado trófico de Toledo Jr. obtenido con las ecuaciones.

Valor del Índice de Estado Trófico modificado	Categoría
0 - 45	Oligotrófico
46 - 55	Mesotrófico
56 - 100	Eutrófico

3.4.4 Índice de Margalef (1975; 1983)

Contiene sólo dos categorías tróficas (moderadamente eutrófico y eutrofización avanzada) y según el criterio de evaluación los rangos pueden variar. Para este estudio se utilizó el criterio de clorofila-*a*, transparencia del agua medido con el disco Secchi, número de células algales. ml^{-1} y nitratos (NO_3) (Tabla 7).

Tabla 7. Valores y categorías para los criterios de clorofila – *a*, transparencia, números de células algales y nitratos correspondientes a un valor de valor establecido del índice de estado trófico de Margalef.

Valor	Criterio	Categoría
<5	Clorofila- <i>a</i> (mg.m^{-3})	Moderadamente eutrófico
>5	Clorofila- <i>a</i> (mg.m^{-3})	Eutrofización avanzada
>3	Transparencia (m)	Moderadamente eutrófico
<3	Transparencia (m)	Eutrofización avanzada
<5000	Número de células algales (Ind.ml^{-1})	Moderadamente eutrófico
>5000	Número de células algales (Ind.ml^{-1})	Eutrofización avanzada
<140	Nitratos (mg.m^{-3})	Moderadamente eutrófico
>140	Nitratos (mg.m^{-3})	Eutrofización avanzada

3.4.5 Índice de Vollenweider (1968) en Wetzel (1993)

Utiliza el nitrógeno inorgánico (la sumatoria) para establecer los rangos de eutrofia (Tabla 8).

Tabla 8. Valores y categorías para el criterio de nitrógeno inorgánico correspondientes a un valor de valor establecido del índice de estado trófico de Vollenweider.

Criterio	Valor	Categoría
Nitrógeno inorgánico (NO_3) (mg.l^{-1})	< 0,2	Ultra oligotrófico
	0,2 - 0,4	Oligotrófico
	0,4 - 0,65	Mesotrófico
	0,65 - 1,5	Eutrófico
	> 1,5	Hipertrófico

CAPÍTULO 4. GRANULOMETRÍA Y CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS CON BASE EN METALES TRAZA DE INTERÉS

4.1 Granulometría

Para determinar la granulometría se utilizó la metodología “ASTM: American Society for Testing and Materials”.

Para la estimación de la cantidad de materia orgánica y contenido de humedad se utilizó la siguiente metodología: Margesin R. and Schinner, F., 2005.: Manual of soil analysis - Monitoring and assessing soil bioremediation. Chapter 2. Determination of Chemical and Physical Soil Properties.

4.2 Metales traza de interés

Bajo la siguiente metodología se analizaron los siguientes metales de interés:

Tabla 9. Metales de interés analizados en los puntos Cortina y Centro del embalse Los Laureles con su método y límite de detección.

Parámetro	Método	Límite de detección	Unidades
Aluminio	USEPA 200.7	0,031	g.kg^{-1}
Arsénico		1,410	mg.kg^{-1}
Cobre		2,110	mg.kg^{-1}
Hierro		0,029	g.kg^{-1}
Manganeso		0,041	g.kg^{-1}
Plomo		1,740	mg.kg^{-1}
Zinc		0,270	mg.kg^{-1}
Fósforo		0,058	g.kg^{-1}

Las muestras fueron analizadas por Espectrometría de Emisión Óptica por Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES) previa digestión con agua regia. El resultado está en base seca. El método utilizado es el USEPA 200.7 Revisión 4.4, 1994. United States Environmental Protection Agency.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CAPÍTULO 1. DISPONIBILIDAD DE AGUA Y SEDIMENTACIÓN

Se realizó un balance histórico que incluye el periodo de octubre del 2000 a septiembre del 2015 y un balance hídrico actual para el año hidrológico de octubre 2015 a septiembre 2016. En los anexos se presentan los datos de las cinco estaciones meteorológicas ubicadas en la zona de estudio (Tablas del 45 al 54), las cuales fueron utilizadas en el análisis de los datos climáticos para estimar la disponibilidad de agua. De acuerdo con las bases de datos utilizadas, la precipitación promedio anual de la subcuenca es de 1180,5 mm y la temperatura promedio varía entre 20,2 °C en las zonas altas y 23,1°C en la zona baja conocida como el Batallón, aproximadamente a un kilometro antes de llegar al embalse Los Laureles. La evapotranspiración promedio es de 644 mm; sin embargo, esta varía en cada estación meteorológica (Tablas 12 y 15).

Los máximos de precipitación se registraron de la siguiente manera, en la estación de “Quebramontes” con 1222,7 mm en el 2014, seguido de la estación de “San Matías” con 1112,7 mm en el 2014, mientras en la estación de “Batallón” con 1138,9 mm en el 2007 y en las estaciones de “Escarbadero y Rincón de Dolores” fue de 1056,2 mm en el 2016. Los mínimos que se registraron fueron de 839 mm en las estaciones de “Escarbaderos” y “Rincón de Dolores” en 2004, mientras que en la estación de “San Matías” fue de 872,9 mm en 2001, en la estación de “Quebramontes” fue de 961,8 mm en el 2001 y por último en la estación de “Batallón” con 1045,5 mm en 2013.

1.1 Usos del agua

Desde su creación en 1972, el uso principal de las aguas del embalse Los Laureles es la de abastecimiento potable para la población del suroeste de la capital (Tegucigalpa). Sin embargo, se empieza a dar valor a los usos de protección de la vida acuática y recreación para su aprovechamiento turístico en un futuro próximo, de acuerdo a las autoridades del SANAA en el 2016.

1.2 Balance Hídrico histórico, período 2001 al 2015

Para el balance hídrico histórico se realizó con la información histórica de cinco (5) estaciones meteorológicas presentes en la zona (Tabla 10). El período de registros para este balance comprende los años hidrológicos de octubre del 2000 hasta septiembre 2015.

Tabla 10. Estaciones meteorológicas en la sub-cuenca Guacerique.

Subcuenca	Estación	Latitud (N)	Longitud (O)	Altitud (msnm)	Período de registros
Guacerique	Batallón	13°59'50"	(-87°15'27")	1 040	2001 al 2015
	Quiebramontes	13°59'50"	(-87°18'22")	1 150	2001 al 2015
	El Escarbadero	14°06'12"	(-87°23'33")	1 585	2004 al 2012
	Rincón de dolores	14°06'10"	(-87°23'34")	1 585	2005 al 2015
	San Matías	14°08'20"	(-87°20'36")	1 360	2001 al 2015

La estación de “Rincón de Dolores” se instaló a mediados del año 2004, por lo que no se contó con información para los tres primeros años hidrológicos. Mientras que la estación “El Escarbadero”, se instaló también a mediados de 2004 y dejó de funcionar en diciembre de 2012. Por tanto, los años hidrológicos del período 2001 al 2004, se hicieron solo con tres (3) estaciones y el período de 2013 al 2015, se hizo con cuatro (4) estaciones. No se hicieron relleno de las series de datos climáticos, puse se contaba con toda la información completa.

Bajo la metodología de Thornthwaite modificado (1948) se obtuvo un balance hídrico histórico; para ello se tomaron los promedios anuales de temperatura y precipitación. Es decir, se tomó la precipitación del mes octubre de cada año hidrológico (15 años en total) y se obtuvo el promedio y así sucesivamente para cada mes. Debe tenerse en cuenta que en la definición exacta de los componentes del balance hídrico implica la introducción en la ecuación de un término residual de discrepancia (η), encargado de recoger los errores sistemáticos y la influencia de factores desconocidos que puedan afectarlo significativamente. El valor de discrepancia η se consideró aceptable si era menor al 10%, e ideal si era menor al 7%, si no se debía repetir el proceso para conseguir un error aceptable de acuerdo a lo anteriormente mencionado.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

También se obtuvo un balance histórico por cada estación meteorológica y luego obtener un promedio de las cinco (5) estaciones para crear un balance hídrico final, en este caso el nivel de discrepancia fue de 0,1% (Tabla 11).

Tabla 11. Balance hídrico de la subcuenca Guacerique periodo 2001 al 2015.

Periodo	Precipitación (mm)	ETR (mm)	Excedente (mm)	η (mm)	η %
2001 al 2015	1 179,2	678,8	498,8	1,6	0,1

η = discrepancia, ETR= Evapotranspiración real

A continuación se muestran los balances hídricos anuales históricos para la subcuenca del río Guacerique, además de su estatus de fenómeno climatológico El Niño Oscilación del Sur (ENSO) que se presentó para cada año en particular, y el número de estaciones meteorológicas para cada periodo en cuestión (Tabla 12).

Tabla 12. Resumen de balance hídrico anual del periodo 2001 al 2015 con estatus de fenómeno climatológico.

Periodo y # de estaciones	Precipitación (mm)	ETR (mm)	Excedente (mm)	Excedente (MMC)	η (mm)	η %	Estatus IRI/ENSO*
2000-2001 (3)	735,5	489,9	257,2	54,1	-11,6	-1,6	Neutral/Niño
2001-2002 (3)	814,1	499,5	315,9	66,5	-1,2	-0,2	Niño
2002-2003 (3)	1 088,9	600,0	449,2	99,6	39,7	3,6	Neutral
2003-2004 (5)	1 009,2	674,8	372,3	78,4	-37,9	-3,8	Neutral/Niño
2004-2005 (5)	1 436,9	656,4	709,7	149,4	70,8	4,9	Neutral
2005-2006 (5)	990,6	628,9	325,9	68,6	35,8	3,6	Neutral/Niño
2006-2007 (5)	1 272,8	721,3	493,2	103,8	58,2	4,6	Niño/Neutral
2007-2008 (5)	1 091,2	629,2	523,6	110,2	-61,6	-5,6	Neutral
2008-2009 (5)	1 084,6	544,1	462,6	97,4	78,0	7,2	Neutral/Niño
2009-2010 (5)	2 329,1	757,6	1 028,3	216,5	543,2	23,3	Neutral/Niña
2010-2011 (5)	1 159,3	613,3	461,7	98,2	84,3	7,3	Neutral
2011-2012 (5)	1 345,3	679,0	613,5	129,1	52,8	3,9	Neutral
2012-2013 (4)	1 261,9	712,6	489,2	102,9	60,2	4,8	Neutral
2013-2014 (4)	950,4	686,5	248,1	52,2	15,8	1,7	Neutral/Niño
2014-2015 (4)	1 115,6	598,2	439,0	92,4	78,4	7,0	Niño

η = discrepancia, ETR= Evapotranspiración real

La producción de agua varió de acuerdo al fenómeno ENSO. En influencia del fenómeno de El Niño la producción de agua fue en promedio de aproximadamente 79,5 millones de metros cúbicos (MMC). Mientras que los años mezcla (Neutral/Niño y Niño/Neutral) la producción fue en promedio de aproximadamente 75,8 MMC. Durante los años Neutrales la producción de agua fue en promedio de 114,9 MMC y durante año mezcla (Neutral/Niña) fue de 216,5 MMC.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Con lo cual se puede decir que el excedente producido por la subcuenca del río Guacerique sería capaz de suplir por si sola la capacidad de producción de agua potable actual de la ciudad de Tegucigalpa, aún cuando nos encontremos con influencia del fenómeno de El Niño (menores precipitaciones). En años Neutrales y mezcla (Neutral/Niña) la capacidad de producción de agua de la subcuenca del río Guacerique es incluso capaz de suplir la actual necesidad hídrica total de la ciudad de Tegucigalpa con una población de 1,5 millones de habitantes.

Los balances hídricos históricos reflejan que la producción de agua de la subcuenca del río Guacerique ha suplido suficiente recurso a la ciudad de Tegucigalpa, como para que esta no sufra de fuertes racionamientos. Sin embargo una de las limitantes es la poca capacidad de embalsamiento de Los Laureles. Cuando se tienen excesos estos se pierden al desbordarse y además no se cuenta con suficiente infraestructura que permita aumentar la capacidad de potabilización y almacenamiento de estas grandes cantidades de agua potable en la época lluviosa.

Durante el año hidrológico de 2009 - 2010, fue el único donde se presentó una mezcla de año neutral con el fenómeno de La Niña, donde la producción hídrica se duplicó respecto a los años Niño, Neutral y Mezcla. En el año 2010, el aumento de las precipitaciones es evidente, La Niña aumentó en hasta 2500 mm de lluvia en las estaciones meteorológicas de la zona alta de la subcuenca según el reporte histórico, respecto a las 1 350 mm que normalmente caen en otros años, es decir de un aumento de hasta 93%. El año 2010 estuvo marcado por las inundaciones, deslizamientos y otros efectos colaterales causados por el exceso de humedad en los suelos de la zona, que poseen pendientes de entre 15% y 30%.

Respecto a los años neutrales, se nota una mejoría en el aumento de las precipitaciones respecto a los años mezcla y El Niño. Sin embargo, se observa durante los balances hídricos anuales, que con la entrada del fenómeno de El Niño, disminuyeron las precipitaciones y con ello se redujo la disponibilidad de agua, con excepción del año 2015, que cuando entra el fenómeno de El Niño, las precipitaciones aumentaron. Lo anterior puede ser evidencia de la variabilidad

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

climática, al parecer El Niño de 2015 no hizo sentir su influencia en la sub-cuenca del Guacerique. Sin embargo, rescatamos el hecho de que el estatus del IRI/ENSO es de corte global lo que dificulta la interpretación para regiones tan pequeñas como una subcuenca, donde los efectos del cambio climático pueden ser más severos o más benévolos que en otras regiones.

1.3 Balance Hídrico período 2015 – 2016

Para el balance hídrico actual, correspondiente al período 2015-2016 se tuvo a disposición cuatro estaciones meteorológicas, debido a que la estación de “El Escarbadero” se le dio de baja en diciembre de 2012. A continuación se muestra los datos suministrados de temperatura (Tabla 13) y precipitación (Tabla 14) de las cuatro estaciones meteorológicas presente en la sub-cuenca del río Guacerique y el resumen del balance hídrico (Tabla 15).

Tabla 13. Resumen de temperaturas medias mensuales en las 4 estaciones meteorológicas para el período 2015-2016.

	Oct.	Nov.	Dic.	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep
Batallón	23,6	22,7	23,0	21,8	21,4	24,2	25,9	25,6	23,4	23,6	23,9	23,6
Quiebra montes	25,8	25,2	25,0	24,3	20,6	25,9	27,7	27,7	25,4	25,5	26,4	25,7
Rincón de dolores	22,9	22,3	22,0	21,4	17,7	23,0	24,8	24,8	22,5	22,6	23,5	22,8
San Matías	23,9	23,3	23,0	22,4	18,7	24,0	25,8	25,8	23,5	23,6	24,5	23,8
Promedio mensual	24,1	23,4	23,3	22,5	19,6	24,3	26,1	26,0	23,7	23,8	24,6	24,0

Tabla 14. Precipitaciones media mensuales en las cuatro estaciones meteorológicas para el período 2015-2016.

	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep
Batallón	170,6	55,2	6,6	0,0	0,0	32,4	10,8	206,7	165,5	77,8	207,1	164,5
Quiebra montes	127,5	56,9	30,6	0,0	0,0	24,7	19,6	141,4	224,4	99,5	205,8	147,2
Rincón de dolores	251,5	99,6	27,9	12,5	35,6	54,7	55,2	115,1	221,5	134,5	182,2	184,8
San Matías	136,3	62,3	75,6	24,6	22,7	16,3	42,1	166,0	263,4	132,4	166,8	152,7
Prom. mes	171,5	68,5	35,2	9,3	14,6	32,0	31,9	157,3	218,7	111,1	190,5	162,3

Tabla 15. Resumen de balance hídrico periodo 2015 - 2016.

Periodo	Precipitación (mm)	ETR (mm)	Excedente (mm)	Excedente (MMC)	η (mm)	η (%)
2015-2016	1 202,8	813,2	382,7	80,6	6,8	0,6

η= discrepancia, ETR= Evapotranspiración real

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Por último se muestra un cuadro resumen de balances hídricos, uno por cada estación de muestreo, para observar la variabilidad en los diferentes puntos de la subcuenca (ver Tabla 16).

Tabla 16. Resumen de balances hídricos para cada una de las estaciones en funcionamiento para el período 2015-2016.

Periodo	Precipitación (mm)	ETR (mm)	Escorrentía (mm)	η (mm)	η %	Estación
2015-2016	1 097,2	683,5	378,4	35,3	3,2	Batallón
	1 077,6	854,5	137,2	85,9	8,0	Quebramontes
	1 375,1	829,3	496,6	49,2	3,6	Rincón de dolores
	1 261,2	856,3	388,1	16,8	1,3	San Matías

η = discrepancia, ETR= Evapotranspiración real

1.4 Estatus IRI/ENSO para el periodo 2015 – 2016

Para el año hidrológico 2015 - 2016, de acuerdo al estatus IRI/ENSO, se empezó con el fenómeno de El Niño que para los meses de octubre, noviembre, diciembre de 2015 y enero de 2016, se caracterizó por ser El Niño fuerte. Todas las variables atmosféricas apoyan fuertemente los patrones de El Niño y el consenso de los modelos de predicciones de ENSO indicaron una continuación de las condiciones de El Niño fuerte durante esos cuatro meses en mención.

El efecto de El Niño para Honduras significa aumento de temperaturas medias y una disminución de las precipitaciones. Para los meses de octubre, diciembre de 2015 y enero de 2016, se mostró una anomalía en las precipitaciones con una disminución de entre cinco (5) y hasta 70 mm, dependiendo de la estación meteorológica y el mes.

1.5 Transporte de sedimentos

Para la interpretación de los resultados se utilizó la información disponible de las estaciones meteorológicas disponibles por el SANAA (Tabla 17) es un promedio mensual de tres (3) estaciones. Las trampas de sedimento, caudales y estimación de la carga de sedimentos corresponden al mes de junio. Los datos de caudal fueron tomados de los datos de aforos proporcionados *in situ* e históricos para el mes de junio proporcionados por el SANAA y que representan una información de

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

un período de mediciones de 12 años. Con lo cual se hizo una relación entre la precipitación, el caudal del río y lo encontrado en las trampas instaladas. Los datos presentados a continuación están basados en los cálculos de los sedimentos atrapados en las trampas y representa únicamente una idea general del transporte de los mismos.

A continuación se muestran los resultados de la cantidad de sedimentos que aportó cada uno de los tributarios y el río principal de acuerdo a las trampas instaladas. Sin embargo, sólo se pudo obtener resultados de cinco (5) trampas, ya que una fue sustraída de su lugar por desconocidos y la otra trampa se dañó durante el transporte de la misma al laboratorio.

Tabla 17. Resultados de trampas de sedimentos, el aporte de sedimentos por parte de los tributarios y el río principal para el mes de junio

	Caudal (m ³ /día)	Junio (kg/mes)
Precipitación Promedio Mensual (mm)		165,5
Trampas		
Batallón (río Guacerique)	300,000	488,8
Confluencia (Guacerique – Mateo)	140,000	80,0
Quebrada Achiote	29,000	36,7
Quebrada El Ocotal	29,000	12,2
Río Mateo	57,000	8,1
Total		625,8

Se observó que la trampa del batallón (T1) fue la que más atrapó sedimentos a través del caudal, que ingresó y pasó a través de ellas, respecto a los otros puntos. Esto debido a que el punto donde se encuentra ubicado es la suma de todos los tributarios y se encuentra en la parte baja de la subcuenca, próximo a entrar al embalse Los Laureles. De acuerdo a los calculos esta trampa representa el 72% del total de sedimentos para el mes de junio de 2016 (Figura 5). La trampa colocada en el Río Mateo (T6) fue la que menos sedimentos atrapó, sorprende de manera particular ya que este río es el máximo tributario del río principal, por lo que se puede interpretar que esa parte de la subcuenca se encuentra en mejores condiciones, ya que una mayor cobertura boscosa representa menor erosión hídrica.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

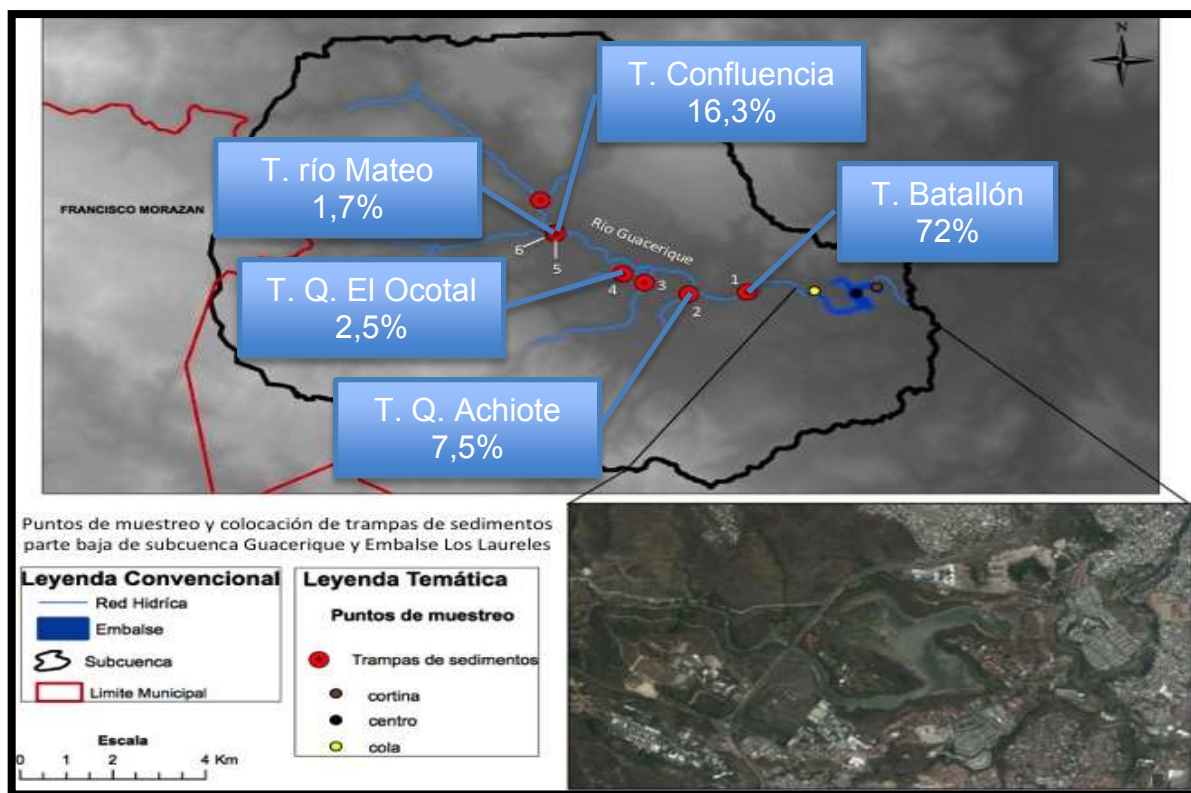


Figura 5. Aporte porcentual estimado del arrastre de sedimentos de acuerdo a lo depositado en las trampas para el mes de junio de 2016.

La trampa que reportó el segundo lugar en cantidades de sedimentos fue la colocada en la confluencia (T5) entre el río Guacerique y el río Mateo, sin embargo, como hemos podido observar la contribución del río Mateo es poca, solo el 1,7% del aporte. Por lo que se puede interpretar que la mayor cantidad de arrastre de sedimentos ocurre a través del cauce del río Guacerique, en este punto de 16,3%. La trampa de sedimento de la quebrada El Ocotal (T4) representó 2,5% de los sedimentos aportados al sistema, mientras que la trampa colocada en la quebrada El Achiote (T2) representó 7,5% del total del sedimento atrapado.

Sin embargo, esta cantidad representa únicamente una estimación general del transporte de sedimentos por la red de drenaje y no proporciona una cifra exacta de toda la cantidad de sedimentos que puede llegar hasta el embalse. Con la trampa no es posible estimar por ejemplo las cantidades que se depositan en las sinuosidades (vega) del mismo río o por diferencia de flujos a lo ancho del caudal.

CAPÍTULO 2. CALIDAD DE AGUA

2.1 Calidad del agua para consumo humano de acuerdo a la Norma Técnica para la calidad del agua potable de Honduras (Acuerdo No. 084).

En las Tablas 18 y 19 se presentan los índices y categorías de calidad de agua para uso potable y número de parámetros evaluados y los que incumplieron la Norma Técnica de Calidad de Agua de Honduras (Acuerdo No. 084) en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse Los Laureles desde 2002 hasta 2016 (históricos) y entre el período de la tesis (2015 y 2016), respectivamente.

Los índices de calidad (WQI) históricos variaron desde 37 que implica una categoría de pobre (Cola, 2011) hasta 70 que implica una categoría de regular (Cortina, 2014). En general se observó la disminución de los valores de los índices y por lo tanto en la categorización de la calidad del agua cuando se hicieron más muestreos (2011, 17 muestreos) o cuando se incluyeron más parámetros en el cálculo (22 parámetros, 2016). También se detectó que los WQI calculados para el sitio Cola fueron menores que los calculados para los sitios Centro y Cortina. Esto podría explicarse debido a que probablemente el principal tributario del embalse, el río Guacerique, disminuye la calidad del agua al arrastrar contaminantes a lo largo de la subcuenca. Mientras el aporte del agua subterránea al embalse que parece darse en la zona Centro - Cortina posiblemente mejora la calidad por dilución de los contaminantes.

Los parámetros que incumplieron los objetivos de calidad y que disminuyeron la calidad del agua en los sitios Cortina, Centro y Cola se muestran en las Tablas 68 y 69 de los anexos del objetivo dos. Sin embargo, se menciona que el atributo que más influyó en los índices de calidad para todos los años monitoreados en los tres sitios fue la amplitud (F3), que representa la cantidad por la cual los valores de los parámetros o pruebas fallidas no cumplieron sus objetivos de calidad.

Al analizar los índices y categorías de calidad históricos (Tabla 18) calculados con base al estatus IRI-ENSO se detecta una leve disminución de la calidad del agua en las medianas de WQI para los puntos Cortina y Cola. Además se observa que al cambiar de año Neutral (2003, 2005, 2012 y 2013) a año mezcla Niño-

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Neutral/Neutral-Niño (2004, 2006, 2007, 2009, 2014 y 2016) una mejoría leve en los índices de calidad de agua y una disminución de la calidad en la mezcla de Niña-Neutral/Neutral-Niña (2010). Sin embargo, las medianas de los WQI calculados para los dos años Niño (2002 y 2015) son las más altas de los tres subgrupos de estatus IRI-ENSO en los tres puntos de monitoreo. Estas mejorías observadas en los índices pueden ser provocadas por un menor arrastre de contaminantes al tener menor precipitación y por lo tanto menor escorrentía, y menor calidad cuando se presentan precipitaciones de mayor intensidad en años neutrales, mezcla y niña.

Los índices de calidad actual (WQI) calculados para este trabajo (Tabla 19) variaron desde 36 que implica una categoría de pobre (Cola, febrero 2016) hasta 68 que implica una categoría de regular (Centro, marzo 2016). Se observó que los WQI calculados para el sitio Cola fueron menores que los calculados para el Centro que a su vez presentó mayores índices que el sitio Cortina. Explicándose por el mismo fenómeno de dilución y menor aporte de contaminantes. El atributo que más influyó en los índices de calidad para los cinco muestreos realizados entre el 2015 y 2016 fue la amplitud (F3), que representa la cantidad por la cual los valores de los parámetros o pruebas fallidas no cumplieron sus objetivos de calidad.

Al analizar los índices y categorías de calidad 2015 - 2016 calculados con base en el estatus IRI/ENSO se detecta una disminución en las medianas de WQI de los tres puntos de monitoreo al cambiar de estatus Niño (noviembre 2015 y enero, febrero y marzo 2016) a estatus Neutral (septiembre 2016). Se observó el mismo comportamiento de aumento/disminución de los índices de calidad de agua que los calculados en los datos históricos.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 18. Índices y categorías de calidad de agua para uso potable, de acuerdo a la norma técnica de calidad de agua de Honduras en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” desde 2002 hasta 2016.

HISTÓRICO 2002-2016 NORMA TÉCNICA PARA LA CALIDAD DE AGUA POTABLE DE HONDURAS, ACUERDO No. 084													
Año, (No. Muestreo)	CORTINA				CENTRO				COLA				ESTATUS IRI- ENSO
	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	
2002 (2)	15	5	64	M	15	5	66	R	15	7	40	P	Niño
2003 (2)	15	4	45	M	15	4	42	P	14	4	38	P	Neutral
2004 (3)	15	5	40	P	15	5	39	P	15	5	39	P	Neutral/Niño
2005 (2)	16	2	60	M	16	3	62	M	16	4	62	M	Neutral
2006 (2)	16	4	41	P	16	5	38	P	16	3	41	P	Neutral/Niño
2007 (1)	16	4	47	M	16	5	52	M	16	4	42	P	Niño/Neutral
2008 (2)	16	4	51	M	16	4	51	M	16	3	48	M	Niña/Neutral
2009 (2)	16	4	44	P	16	4	47	M	16	6	42	P	Neutral/Niño
2010 (4)	16	4	53	M	16	3	53	M	15	3	44	P	Neutral/Niña
2011 (17)	15	5	43	P	15	5	43	P	15	6	37	P	Niña/Neutral/ Niña
2012 (2)	15	4	40	P	15	3	57	M	15	5	39	P	Neutral
2013 (4)	14	4	38	P	14	5	38	P	14	4	39	P	Neutral
2014 (4)	15	3	70	R	14	5	65	M	15	5	40	P	Neutral/Niño
2015 (8)	21	7	56	M	22	9	56	M	22	8	53	M	Niño
2016 (4)	22	8	46	M	22	8	48	M	22	10	39	P	Niño/Neutral
	Promedio		49,2	M	Promedio		50,5	M	Promedio		43,5	P	
	Mediana		46	M	Mediana		51	M	Mediana		40	P	

E= Excelente, B= Bueno, R= Regular, M= Marginal y P= Pobre.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 19. Índices y categorías de calidad de agua para uso potable, de acuerdo a la Norma Técnica de calidad de agua de Honduras en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” durante muestreos realizados entre 2015 y 2016.

TESIS 2015-2016 NORMA TÉCNICA PARA LA CALIDAD DE AGUA POTABLE DE HONDURAS, ACUERDO No. 084													
Fecha	CORTINA				CENTRO				COLA				ESTATUS IRI-ENSO
	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	
24 nov. 2015	20	6	47	M	21	7	48	M	21	6	47	M	Niño
7 ene. 2016	21	6	43	P	21	4	55	M	22	6	51	M	Niño
24 feb. 2016	21	7	48	M	21	6	50	M	22	8	36	P	Niño
31 mar. 2016	21	4	66	R	21	4	68	R	21	6	49	M	Niño
24 sep. 2016	22	5	43	P	22	5	44	P	22	5	45	M	Neutral
	Promedio		49,4	M	Promedio		53	M	Promedio		45,6	M	
	Mediana		47	M	Mediana		50	M	Mediana		47	M	

E= Excelente, B= Bueno, R= Regular, M= Marginal y P= Pobre

2.2 Calidad del agua para protección de la vida acuática de acuerdo a la directriz Canadiense.

En las Tablas 20 y 21 se presentan los índices y categorías de calidad de agua para uso protección de la vida acuática y número de parámetros evaluados y los que incumplieron la directriz Canadiense en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse Los Laureles desde 2002 hasta 2016 (históricos) y entre el período de la tesis (2015 y 2016), respectivamente.

Los índices de calidad (WQI) históricos variaron desde 33 que implica una categoría de pobre (Cola, 2016) hasta 93 que implica una categoría de buena (Centro y Cola, 2012). En general se observó la disminución de los valores de los índices y por lo tanto en la categorización de la calidad del agua cuando se incluyeron más parámetros en el cálculo (13 parámetros, 2015 – 2016) que cuando se hicieron más muestreos (2011, 17 muestreos). También se detectó que los WQI calculados para los sitios Centro y Cola fueron menores que los calculados para el sitio Cortina. Esto podría explicarse debido a que probablemente el principal tributario del embalse, el Río Guacerique, disminuye la calidad del agua al arrastrar contaminantes a lo largo de la cuenca, mientras que el Centro parece ser la zona en la que se realizan la mayor parte de los procesos metabólicos en el embalse lo que favorece condiciones redox muy variables las que a su vez provocan aumento o disminución de algunos parámetros que afectan los objetivos de calidad (ej. amonio, oxígeno disuelto).

Los parámetros que incumplieron los objetivos de calidad históricos y que disminuyeron la calidad del agua en los sitios Cortina, Centro y Cola se encuentran en la Tabla 66 de los anexos del objetivo dos. Sin embargo se menciona que el atributo que más influyó en los índices de calidad para la mayoría de los años monitoreados en los tres sitios fue el alcance (F1), que representa el porcentaje de parámetros que no cumplieron con los objetivos al menos una vez durante el período de tiempo en consideración relativo al número total de parámetros medidos.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Al analizar los índices y categorías de calidad históricos (Tabla 20) calculados con base al estatus IRI-ENSO se observó el mismo fenómeno que para consumo de agua potable donde se detecta en general una disminución en los promedios de WQI de los tres puntos de monitoreo al cambiar de años Niño (2002 y 2015) a años Neutrales (2003, 2005, 2012 y 2013), a años mezcla Niño-Neutral/Neutral-Niño (2004, 2006, 2007, 2009, 2014 y 2016) y especialmente al año Niña-Neutral/Neutral-Niña (2010).

Los índices de calidad actual (WQI) calculados para la tesis (Tabla 21) variaron desde 26 que implica una categoría de pobre (Cola, febrero 2016) hasta 63 que implica una categoría de marginal (Cortina, marzo 2016). Se observó además que la mediana del WQI calculado para el sitio Cola fue mayor que los calculados para los sitios Centro y Cortina. Esto podría explicarse debido a que los datos que se comparan en el punto Cola no son mayoritariamente uniformes, teniendo mayor presencia de valores atípicos debido posiblemente a que en este lugar se da la entrada de agua desde los tributarios de la subcuenca Guacerique y que existan deterioros temporales de la calidad debido a la mezcla en toda la columna de agua y la zona intersticial agua-sedimento. El atributo que más influyó en los índices de calidad para los cinco muestreos realizados entre el 2015 y 2016 fue la amplitud (F3), que representa la cantidad por la cual los valores de los parámetros o pruebas fallidas no cumplieron sus objetivos de calidad.

Al analizar los índices y categorías de calidad 2015 - 2016 calculados en base al estatus IRI-ENSO se detecta una disminución en los promedios de WQI de los tres puntos de monitoreo al cambiar de estatus Niño (noviembre 2015 y enero, febrero y marzo 2016) a estatus Neutral (septiembre 2016).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 20. Índices y categorías de calidad de agua, de acuerdo a la Directriz Canadiense para la protección de la vida acuática (CCME) en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” desde 2002 hasta 2016.

HISTÓRICO 2002-2016 CCME													
Año, (No. Muestreo)	CORTINA				CENTRO				COLA				ESTATUS IRI- ENSO
	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	
2002 (2)	10	3	79	R	10	2	85	B	9	3	57	M	Niño
2003 (2)	9	1	89	B	10	2	81	B	9	1	91	B	Neutral
2004 (3)	9	3	79	R	9	2	80	R	9	3	79	R	Neutral/Niño
2005 (2)	10	2	86	B	10	2	87	B	10	2	87	B	Neutral
2006 (2)	9	2	86	B	9	2	85	B	9	2	82	B	Neutral/Niño
2007 (1)	9	2	82	B	9	1	91	B	9	2	78	R	Niño/Neutral
2008 (2)	10	4	74	R	10	4	51	M	10	3	51	M	Niña/Neutral
2009 (2)	10	3	79	R	10	1	93	B	10	4	72	R	Neutral/Niño
2010 (4)	10	2	85	B	10	2	69	R	9	2	86	B	Neutral/Niña
2011 (17)	9	5	62	M	9	4	67	R	9	6	54	M	Niña/Neutral/Niña
2012 (2)	8	2	80	R	9	1	93	B	9	1	93	B	Neutral
2013 (4)	9	5	60	M	9	6	56	M	8	3	74	R	Neutral
2014 (4)	9	2	78	R	9	4	62	M	9	4	71	R	Neutral/Niño
2015 (8)	12	6	52	M	13	7	50	M	13	7	56	M	Niño
2016 (4)	13	7	39	P	13	7	42	P	13	8	33	P	Niño/Neutral
	Promedio		74	R	Promedio		72,8	R	Promedio		70,9	R	
	Mediana		79	R	Mediana		80	R	Mediana		74	R	

E= Excelente, B= Bueno, R= Regular, M= Marginal y P= Pobre.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 21. Índices y categorías de calidad de agua, de acuerdo a la Directriz Canadiense para la protección de la vida acuática (CCME) en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” durante 2015 y 2016.

TESIS 2015-2016 CCME													
Fecha	CORTINA				CENTRO				COLA				ESTATUS IRI-ENSO
	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	
24 nov. 2015	11	4	47	M	11	4	46	M	11	3	48	M	Niño
07 ene. 2016	13	5	38	P	12	4	46	M	12	4	45	M	Niño
24 feb. 2016	12	6	38	P	12	6	38	P	12	7	26	P	Niño
31 mar. 2016	11	2	63	M	11	3	59	M	11	4	55	M	Niño
24 sep. 2016	13	4	42	P	13	2	46	M	13	4	43	P	Neutral
	Promedio		45,6	M	Promedio		47	M	Promedio		43,4	P	
	Mediana		42	P	Mediana		46	M	Mediana		45	P	

E= Excelente, B= Bueno, R= Regular, M= Marginal y P= Pobre.

2.3 Calidad del agua para protección de la vida acuática de acuerdo al criterio de la Agencia de Protección Ambiental (USEPA) de los Estados Unidos de América.

En las Tablas 22 y 23 se presentan los índices y categorías de calidad de agua para uso protección de la vida acuática y número de parámetros evaluados y los que incumplieron el criterio de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA), en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse Los Laureles desde 2002 hasta 2016 (históricos) y entre el período de la tesis (2015 y 2016), respectivamente.

Los índices de calidad (WQI) históricos variaron desde 31 que implica una categoría de pobre (Cola, 2016) hasta 100 que implica una categoría de excelente (Centro 2009 y Cola 2005). En general se observó la disminución de los valores de los índices y por lo tanto en la categorización de la calidad del agua cuando se incluyeron más parámetros en el cálculo (11 parámetros, 2015 – 2016) que cuando se hicieron más muestreos (2011, 17 muestreos). También se detectó que los WQI calculados para los sitios Centro y Cola fueron menores que los calculados para el sitio cortina.

Los parámetros que incumplieron los objetivos de calidad históricos y que disminuyeron la calidad del agua en los sitios Cortina, Centro y Cola se encuentran en la Tabla 67 de los anexos del objetivo dos. Sin embargo, se menciona que el atributo que más influyó en los índices de calidad para la mayoría de los años monitoreados en los tres sitios fue la alcance (F1), representa el porcentaje de variables que no cumplieron con los objetivos al menos una vez durante el período de tiempo en consideración (variables fallidas), relativo al número total de variables medidas. Aunque para el punto centro el atributo amplitud (F3), que representa la cantidad por la cual los valores de los parámetros o pruebas fallidas no cumplieron sus objetivos de calidad.

Al analizar los índices y categorías de calidad históricos (Tabla 22) calculados con base al estatus IRI-ENSO se observó el mismo fenómeno que para consumo de agua potable y CCME donde se detecta en general una disminución en las

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

medianas de WQI de los tres puntos de monitoreo al cambiar de años Niño (2002 y 2015) a años Neutrales (2003, 2005, 2012 y 2013), a años mezcla Niño-Neutral/Neutral-Niño (2004, 2006, 2007, 2009, 2014 y 2016) y especialmente a año Niña-Neutral/Neutral-Niña (2010).

Los índices de calidad actual (WQI) calculados para la tesis (Tabla 23) variaron desde 20 que implica una categoría de pobre (Cola, febrero 2016) hasta 60 que implica una categoría de marginal (Cola, marzo 2016). Se observó que los promedios de WQI calculados para el sitio Cola fueron ligeramente menores que los calculados para el Centro y Cortina, sin embargo esta diferencia hace que cambie la categoría de calidad de agua. El atributo que más influyó en los índices de calidad para los cinco muestreos realizados entre el 2015 y 2016 fue la amplitud (F3), que representa la cantidad por la cual los valores de los parámetros o pruebas fallidas no cumplieron sus objetivos de calidad.

Al analizar los índices y categorías de calidad 2015 - 2016 calculados con base en el estatus IRI/ENSO se detecta una disminución de los promedios de WQI de los tres puntos de monitoreo al cambiar de estatus en año Niño (noviembre 2015 y enero, febrero y marzo 2016) a año neutral (septiembre 2016), siendo más notorio este fenómeno para los puntos Centro y Cola del embalse Los Laureles.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 22. Índices y categorías de calidad de agua, para uso de protección de la vida acuática de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA) en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” desde 2002 hasta 2016.

HISTÓRICO 2002-2016 USEPA														
Año, (No. Muestreo)	CORTINA				CENTRO				COLA				ESTATUS IRI- ENSO	
	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.		
2002 (2)	7	3	72	R	7	2	82	B	7	2	50	M	Niño	
2003 (2)	6	2	76	R	7	3	67	R	5	1	87	B	Neutral	
2004 (3)	6	1	89	B	6	1	78	R	6	1	88	B	Neutral/Niño	
2005 (2)	7	1	91	B	7	1	91	B	7	0	100	E	Neutral	
2006 (2)	6	1	89	B	6	3	67	R	6	2	74	R	Neutral/Niño	
2007 (1)	6	2	73	R	6	1	86	B	6	2	68	R	Niño/Neutral	
2008 (2)	7	2	81	B	7	2	51	M	7	2	48	M	Niña/Neutral	
2009 (2)	7	1	90	B	7	0	100	E	7	2	80	R	Neutral/Niño	
2010 (4)	7	1	85	B	7	2	62	M	6	2	79	R	Neutral/Niña	
2011 (17)	6	4	57	M	6	4	57	M	6	4	54	M	Niña/Neutral/Niña	
2012 (2)	6	2	78	R	6	1	89	B	6	1	89	B	Neutral	
2013 (4)	6	2	75	R	6	3	65	R	5	2	71	R	Neutral	
2014 (4)	6	1	76	R	6	2	62	M	6	3	67	R	Neutral/Niño	
2015 (8)	10	3	50	M	11	4	46	M	11	5	56	M	Niño	
2016 (4)	11	5	40	P	11	5	43	P	11	7	31	P	Niño/Neutral	
Promedio			74,8	R	Promedio			69,7	R	Promedio			69,5	R
Mediana			76	R	Mediana			67	R	Mediana			71	R

E= Excelente, B= Bueno, R= Regular, M= Marginal y P= Pobre.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 23. Índices y categorías de calidad de agua, para uso de protección de la vida acuática de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA) en los puntos Cortina, Centro y Cola del embalse “Los Laureles” durante 2015 y 2016.

TESIS 2015-2016 USEPA													
Fecha	CORTINA				CENTRO				COLA				ESTATUS IRI-ENSO
	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	Total parámetros	Fallaron	WQI	Cat.	
24 nov. 2015	9	2	51	M	9	3	46	M	9	3	44	P	Niño
07 ene. 2016	11	4	38	P	10	3	46	M	10	3	45	M	Niño
24 feb. 2016	10	5	37	P	10	5	36	P	10	7	20	P	Niño
31 mar. 2016	9	2	59	M	9	2	59	M	9	2	60	M	Niño
24 sep. 2016	10	2	44	P	10	2	44	P	10	4	39	P	Neutral
	Promedio		45,8	M	Promedio		46,2	M	Promedio		41,6	P	
	Mediana		44	M	Mediana		46	M	Mediana		44	P	

E= Excelente, B= Bueno, R= Regular, M= Marginal y P= Pobre.

2.4 Metales en el agua de las trampas de sedimentos

Las directrices canadienses para uso de consumo de agua potable (1978) sugiere algunos límites máximos permisibles para este uso (Tabla 25). Estas directrices se compararon contra los resultados obtenidos en el agua de las trampas de sedimento, encontrándose los siguientes resultados (Tabla 24).

Tabla 24. Metales en agua de las trampas de sedimento en la sub-cuenca Guacerique.

Fecha	Tipo de análisis	T1	T2	T4	T5	T6	T7
23-nov-15	As (mg.l ⁻¹)	0,0089	0,0024	0,0015	0,0009	0,0174	0,0018
	Fe (mg.l ⁻¹)	12,12	3,93	5,67	7,5	5,24	>4
	Mn (mg.l ⁻¹)	2,022	0,079	0,281	0,339	0,223	0,968
	K (mg.l ⁻¹)	12,3692	28,2286	25,8598	30,9997	9,2486	9,4052
	Cd (mg.l ⁻¹)	0,014	0,013	0,056	0,005	0,017	0,013
	Al (mg.l ⁻¹)	16,6966	7,2273	7,5749	6,7183	5,1453	5,286
	Cr (mg.l ⁻¹)	ND*	ND*	ND*	ND*	ND*	ND*
	Zn (mg.l ⁻¹)	0,2512	0,0835	0,3463	0,1644	0,1654	0,1381

*ND= No Detectado

Tabla 25. Norma técnica de calidad de agua de Honduras para consumo de agua potable y Directriz Canadiense (CCME) protección de la vida acuática.

Uso	As (mg.l ⁻¹)	Fe (mg.l ⁻¹)	Mn (mg.l ⁻¹)	K (mg.l ⁻¹)	Cd (mg.l ⁻¹)	Al (mg.l ⁻¹)	Cr (mg.l ⁻¹)	Zn (mg.l ⁻¹)
Agua potable	0,005	0,3	0,05	N.N.	0,005	N.N.	0,05	5
Vida Acuática	0,005	0,3	N.N.	N.N.	0,008*	0,1*	0,002**	0,037

N.N.= No Normado, *Dependiente de pH o dureza **El dato en tabla para fitoplancton y zooplancton y 0,02 mg.l⁻¹ para peces.

1. El metal cromo no fue detectado en las aguas de las trampas de sedimentos (Tabla 24). El Zinc sobrepasó la norma entre dos y once veces la directriz en las seis (6) trampas analizadas. Los efectos crónicos y agudos adversos para la vida acuática son en la reproducción, reacciones bioquímicas y fisicoquímicas y cambios de comportamiento en los organismos (WHO, 2001). El metaloide arsénico sobrepasó entre uno y tres veces la norma en la Trampa 1 (Batallón) y Trampa 6 (río Mateo). La mayor fuente natural de arsénico en aguas superficiales proviene del desgaste de las rocas y suelos (Nriagu, 1989). En los ríos, aproximadamente dos tercios del total del arsénico es soluble y el resto es absorbido por sólidos suspendidos (Reuther, 1986).

2. El potasio fue analizado, sin embargo estos analitos no se encuentran normado en la directriz canadiense. Por tanto, estos datos sirven como referencia para procesos químicos naturales y para la planta de tratamiento de agua del embalse.
3. En el caso del cadmio se encontró que en cinco de las seis trampas se sobrepasó el valor normado. La trampa #5 se mantuvo en el límite sugerido. Los niveles de cadmio encontrado en las trampas superan entre dos (2) y 10 veces la norma, aunque parece mucho, en realidad se elimina con el sistema de tratamiento de la planta. Por ejemplo, se ha encontrado que la coagulación puede remover el cadmio, sin embargo este metal es dependiente del pH. Usando el sulfato de aluminio a un pH de nueve (9) es posible la eliminación del 90% del cadmio y la turbidez podría ayudar a la eliminación del cadmio con la sal de aluminio (Sorg *et al.*, 1978).
4. El hierro fue el metal que presentó las mayores concentraciones en el agua muestreada. Para este metal las seis trampas sobrepasaron el límite. El hierro es un elemento esencial en la nutrición humana. Sin embargo, los principales efectos de una exposición excesiva de hierro son estéticos por ejemplo, manchas en la ropa y las tuberías, sabor desagradable, color y una potencial promoción de crecimiento biológico indeseable dentro de los sistemas de abastecimiento (Salud y Bienestar de Canadá, 1980). La remoción del hierro se logra en gran medida en el sistema de tratamiento y su mitigación depende del tipo de sistema, por ejemplo la filtración y sedimentación permiten disminuir las concentraciones de este metal.
5. El manganeso también presentó concentraciones por encima del nivel máximo sugerido. El manganeso también es considerado un elemento esencial para el ser humano (NAS, 1977). Al igual que el hierro su exposición alta está asociada a lo estético, en concentraciones superiores a los 0,15 mg l⁻¹ se tienen problemas en tuberías, cuidado de la ropa, y sabor desagradable. Su remoción consiste en pasarlo de su forma soluble a insoluble para su precipitación, esto se logra generalmente con la filtración. Sin embargo, es

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

difícil oxidar al manganeso, pero con ayuda del permanganato de potasio, cloro y ozono, se puede lograr.

Las directrices para uso de protección de la vida acuática de Canadá (1978) también sugiere algunos límites máximos permisibles para este uso.

1. Los parámetros como el arsénico y cromo no presentaron niveles por encima de las directrices canadienses en las seis trampas. Para el caso del cromo es de $0,002 \text{ mg.l}^{-1}$ para la protección del fitoplancton y zooplancton y $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$ para la protección de peces.
2. En el caso del manganeso y el potasio no están normados dentro de estas directrices para este uso en cuestión.
3. En el caso del aluminio las directrices sugieren que la concentración total no debería exceder $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ en aguas donde el pH es mayor a 6,5, que es el caso del embalse Los Laureles y sus tributarios la mayor parte del tiempo. En el caso de las seis trampas las concentraciones se sobrepasaron en más de 25 veces la norma. Sin embargo, esta sugerencia o directriz se considera tentativa, debido a la ausencia de suficientes estudios pertinentes para este metal en la vida acuática. La USEPA (1973) recomendó que este metal puede tener una toxicidad aparente pero se debe examinar cuidadosamente en situaciones donde exista presencia de iones de aluminio.
4. El cadmio es un metal dependiente de la dureza como CaCO_3 y la concentración sugerida por la directriz varía de acuerdo a la dureza. Para el caso de una dureza suave de $0 - 60 \text{ mg.l}^{-1}$ como CaCO_3 su concentración máxima sugerida debe ser de $0,002 \text{ mg.l}^{-1}$ de Cd. Con una dureza media de $61 - 120 \text{ mg.l}^{-1}$ de CaCO_3 su concentración máxima sugerida debe ser de $0,008 \text{ mg.l}^{-1}$ de Cd. En el caso del embalse Los Laureles su dureza varía entre suave y media, llegando hasta un máximo de 95 mg.l^{-1} de CaCO_3 . Este metal genera toxicidad aguda para muchas especies de animales, la USEPA (1985) tiene documentado la toxicidad aguda para 44 géneros, para concentraciones superiores a los $0,001 \text{ mg.l}^{-1}$ de Cd. Los insectos acuáticos parecen ser menos sensitivos al cadmio que el zooplancton (Reeder *et al.*, 1979). Las plantas

acuáticas son afectadas por el cadmio en concentraciones menores a los $0,002 \text{ mg.l}^{-1}$. Estos valores están en el mismo rango de toxicidad aguda para peces e invertebrados. Las algas verde azules parecen ser más sensitivas que otras algas (Hart, 1975). Por tanto la toxicidad aguda de este metal va estar en función de la dureza del agua, del pH, la temperatura del agua, la presencia de compuestos orgánicos y mezclas de otros metales. De acuerdo a los resultados obtenidos se considera que la vida acuática sensitiva a este metal en los tributarios del embalse Los Laureles se encuentra en riesgo de toxicidad aguda y otras especies menos sensitivas pueden encontrarse en riesgo de toxicidad crónica.

5. Al igual que para consumo humano, en el hierro la concentración máxima sugerida no debe exceder los $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$. En las seis trampas las concentraciones de hierro fueron muy altas, excediendo en todos los casos en más de 10 veces la norma. La toxicidad por hierro en los invertebrados es variable. La toxicidad aguda en insectos acuáticos ocurre a concentraciones de hierro en el rango de $0,32$ hasta los 16 mg.l^{-1} (Warnick y Bell, 1969). Las concentraciones y exposición a este metal y su consecuente toxicidad aguda o crónica dependerán de la especie en cuestión, por lo que se deberá individualizar los casos, ya que de acuerdo a las concentraciones encontradas en las trampas son superiores a los $0,32 \text{ mg.l}^{-1}$ pero inferiores a los 16 mg.l^{-1} sin embargo resulta difícil declarar que la vida acuática en los tributarios del embalse se encuentra en peligro o consecuentemente en el embalse por arrastre del mismo. Se debe mencionar que por la geología de la zona, las concentraciones de hierro en el agua será siempre alta y ante esta situación, las especies presentes en estos cuerpos de agua se debe a su tolerancia a las concentraciones existentes.
6. Por último, el zinc en este metal existen recomendaciones de diferentes niveles de concentración de zinc en el agua, dependiendo de la dureza del agua (Taylor y Demayo, 1980). Con una dureza con valores de $0 - 120 \text{ mg.l}^{-1}$ de CaCO_3 la concentración de zinc máxima debería ser de $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$ y con una dureza de $120 - 180 \text{ mg.l}^{-1}$ de CaCO_3 la concentración de zinc máxima

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

debería ser de 0,10 mg.l⁻¹. Estos valores son pertinentes para la toxicidad aguda por zinc en organismos acuáticos y son modificados por la dureza, más no son significativos para la toxicidad crónica (USEPA 1980). La toxicidad del zinc también está influenciada por el pH del agua. Generalmente, la toxicidad aguda del zinc es baja en aguas con alta dureza y pH bajo (Mount, 1966, Holcombe y Andrew, 1978). Otros factores ambientales pueden influir como bajas concentraciones de oxígeno disuelto, lo cual podría ejercer estrés adicional a la biota acuática. Los invertebrados acuáticos parecen ser más sensitivos que los peces. La toxicidad crónica generalmente comienza en concentraciones sobre 0,07 mg.l⁻¹. Estudios más recientes sugirieron que el fitoplancton es más sensible al zinc (Salud y Bienestar de Canadá, 1980). Las concentraciones encontradas en las trampas no parecen representar amenazas de toxicidad aguda pero se encuentran dentro de los límites donde parece empezar la toxicidad crónica.

2.5 Aspectos físicos, nutrientes y microbiológicos

2.5.1 Temperatura superficial

La temperatura superficial del agua del embalse Los Laureles es tibia, oscilando entre los 27,1 °C máximo en marzo 2016 (IV) y los 22,5 °C mínimo en febrero 2016 (III), el promedio durante los cinco muestreo fue de 24,9 °C y el promedio histórico es de 23,8 °C (n= 55) en el punto Cortina (Figura 6). En el punto Centro se registró un máximo de 27,8 °C en marzo 2016 (IV) y un mínimo de 24,1 °C en febrero 2016 (III), el promedio durante los cinco muestreo fue de 25,4 °C y el promedio histórico es de 24,5 °C (n= 55). Por último, en el punto Cola se registró un máximo de 30,1 °C en marzo 2016 (IV) y un mínimo de 23,4 °C en noviembre 2015 (I), el promedio durante los cinco muestreo fue de 27,0 °C y el promedio histórico es de 24,75 °C (n= 49).

De acuerdo a los criterios de clasificación de lagos y embalses, el embalse Los Laureles se considera como un cuerpo de agua cálido. Las temperaturas mínimas registradas en el fondo de la columna de agua fueron de 19,0 °C en febrero (III) en

la Cortina, 19,3 °C en febrero (III) en el Centro y 21,4 °C en noviembre (I) en la Cola (Figura 6).

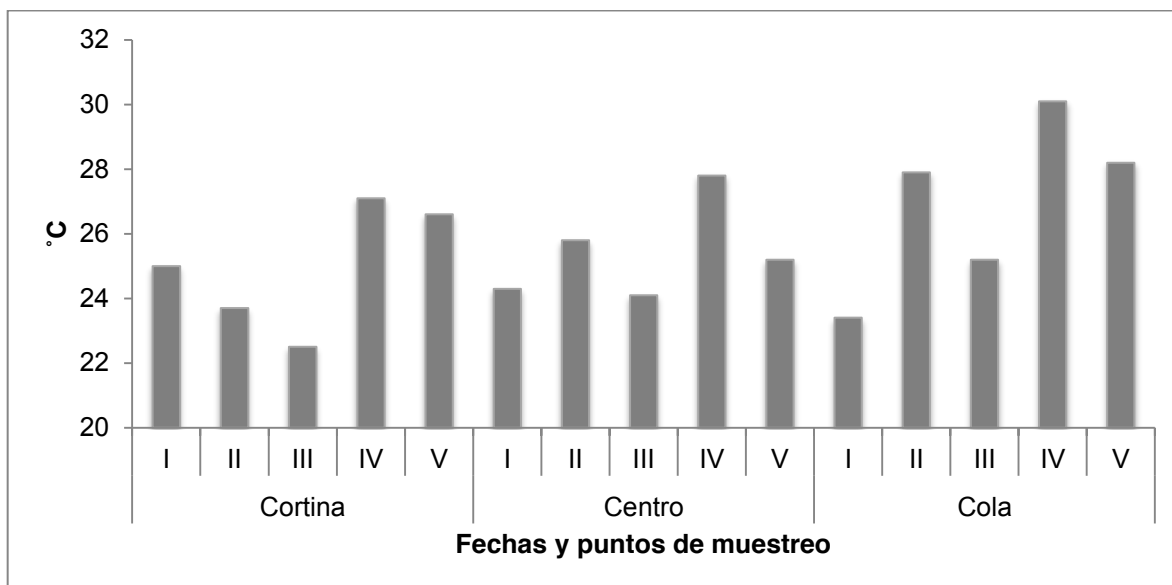


Figura 6. Comportamiento temporal de la temperatura en la superficie del embalse Los Laureles, durante las campañas de muestreo.

2.5.2 Oxígeno disuelto superficial

La concentración máxima superficial en el punto Cortina registró un máximo de 9,25 mg.l⁻¹ O₂ en marzo 2016 (IV) y un mínimo de 3,35 mg.l⁻¹ en noviembre 2015 (I), el promedio durante los cinco muestreo fue de 6,96 mg.l⁻¹ y con un promedio histórico (n=29) de 4,61 mg.l⁻¹ (Figura 7). En el punto Centro se registró un máximo de 9,09 mg.l⁻¹ O₂ en enero 2016 (II) y un mínimo de 5,6 mg.l⁻¹ en noviembre 2015 (I), el promedio durante los cinco muestreo fue de 7,15 mg.l⁻¹ y con un promedio histórico (n=28) de 5,03 mg.l⁻¹ (Figura 8). Por último, en el punto Cola se registró un máximo de 15,77 mg.l⁻¹ O₂ en marzo 2016 (IV) y un mínimo de 5,97 mg.l⁻¹ en noviembre 2015 (I), el promedio durante los cinco muestreo fue de 10,61 mg.l⁻¹ y con un promedio histórico (n=24) de 6,22 mg.l⁻¹ (Figura 9).

Perfiles de oxígeno disuelto y temperatura

Los promedios de temperatura en la columna de agua para el punto Cortina fueron de 23,04 °C en el mes de noviembre (I), 21,86 °C en el mes de enero (II), 21,53 °C en el mes de febrero (III), 23,03 °C en el mes de marzo (IV) y 23,08 °C en el mes

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

de septiembre (V), con un promedio de 22,51 °C (n=144). En el punto Centro, fueron de 22,41 °C en el mes de noviembre (I), 22,87 °C en el mes de enero (II), 21,29 °C en el mes de febrero (III), 23,5 °C en el mes de marzo (IV) y 23,04 °C en el mes de septiembre (V), con un promedio de 22,62 °C (n=109). En el punto Cola, fueron de 22,25 °C en el mes de noviembre (I), 26,75 °C en el mes de enero (II), 23,86 °C en el mes de febrero (III), 28,62 °C en el mes de marzo (IV) y 24,5 °C en el mes de septiembre (V), con un promedio de 25,2 °C (n=28).

Durante el tercer muestreo en el punto Cortina se obtuvieron curvas clinógradas negativas de temperatura. La temperatura superficial durante el tercer muestreo fue de 22,5 °C, se incrementó a 22,7 °C a los 43 centímetros (disco Secchi), 22,9 °C a 2 m, 22,7 °C a 4 m, 24,1 °C a 6 m y 23,4 °C a 8 metros de profundidad. En el punto Centro se obtuvieron curvas clinógradas negativas de temperatura en el primer y tercer muestreo. La temperatura superficial durante el primer muestreo fue de 24,3 °C, se incrementó a 24,8 °C a los 55 centímetros (disco Secchi) y 25 °C a un metro de profundidad. Para el resto de fechas en los tres puntos de muestreo la curva fue clinógrada positiva, con un ligero incremento en las capas profundas y con una sola termoclina (Figuras 7, 8 y 9).

Las condiciones de oxigenación de la columna de agua son pobres, alcanzando durante el periodo de estudio una concentración promedio de 1,36 mg.l⁻¹ O₂ en noviembre 2015 (I), 2,05 mg.l⁻¹ en enero (II), 3,12 mg.l⁻¹ en febrero (III), 2,65 mg.l⁻¹ en marzo (IV) y 4,66 mg.l⁻¹ en septiembre de 2016 (V), con un promedio de los cinco muestreos de 2,77 para el punto Cortina (n=146). Mientras en el punto Centro la columna de agua alcanzó concentraciones promedios de oxígeno disuelto de 1,55 mg.l⁻¹ O₂ en noviembre 2015 (I), 2,55 mg.l⁻¹ en enero (II), 2,73 mg.l⁻¹ en febrero (III), 3,21 mg.l⁻¹ en marzo (IV) y 4,89 mg.l⁻¹ en septiembre de 2016 (V), con un promedio de los cinco muestreos de 2,99 mg.l⁻¹ (n=106). Sin embargo, las condiciones en el punto Cola fueron de óptimas oxigenación la columna de agua alcanzó concentraciones promedios de oxígeno disuelto de 5,2 mg.l⁻¹ O₂ en noviembre 2015 (I), 7,63 mg.l⁻¹ en enero (II), 10,17 mg.l⁻¹ en febrero (III), 11,82 mg.l⁻¹ en marzo (IV) y 7,02 mg.l⁻¹ en septiembre de 2016 (V), con un promedio de los cinco muestreos de 8,37 mg.l⁻¹ (n=28). Como se puede observar

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

en el punto cola para los tres últimos muestreos los niveles de oxigenación fueron altos, esto producto de la entrada de agua procedente de su principal tributario el río Guacerique y como se mencionó anteriormente es la zona de transición de río a embalse (Figuras 7, 8 y 9).

El comportamiento entre los puntos de muestreo presentó los siguientes valores para el oxígeno disuelto en el fondo, con concentraciones de $0,61 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ en noviembre (I), $0,63 \text{ mg.l}^{-1}$ en enero (II), $0,77 \text{ mg.l}^{-1}$ en febrero (III), $0,40 \text{ mg.l}^{-1}$ en marzo (IV) y $3,77 \text{ mg.l}^{-1}$ en el mes de septiembre (V) en el punto Cortina. En el punto Centro las concentraciones de oxígeno disuelto en el fondo fueron de $1,72 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ en noviembre (I), $2,82 \text{ mg.l}^{-1}$ en enero (II), $0,46 \text{ mg.l}^{-1}$ en febrero (III), $0,82 \text{ mg.l}^{-1}$ en marzo (IV) y $4,68 \text{ mg.l}^{-1}$ en el mes de septiembre (V). En el punto Cola las concentraciones de oxígeno disuelto en el fondo fueron de $3,95 \text{ mg.l}^{-1} \text{ O}_2$ en noviembre (I), $7,17 \text{ mg.l}^{-1}$ en enero (II), $4,06 \text{ mg.l}^{-1}$ en febrero (III), $8,39 \text{ mg.l}^{-1}$ en marzo (IV) y $6,48 \text{ mg.l}^{-1}$ en el mes de septiembre (V) (Figuras 7, 8 y 9).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

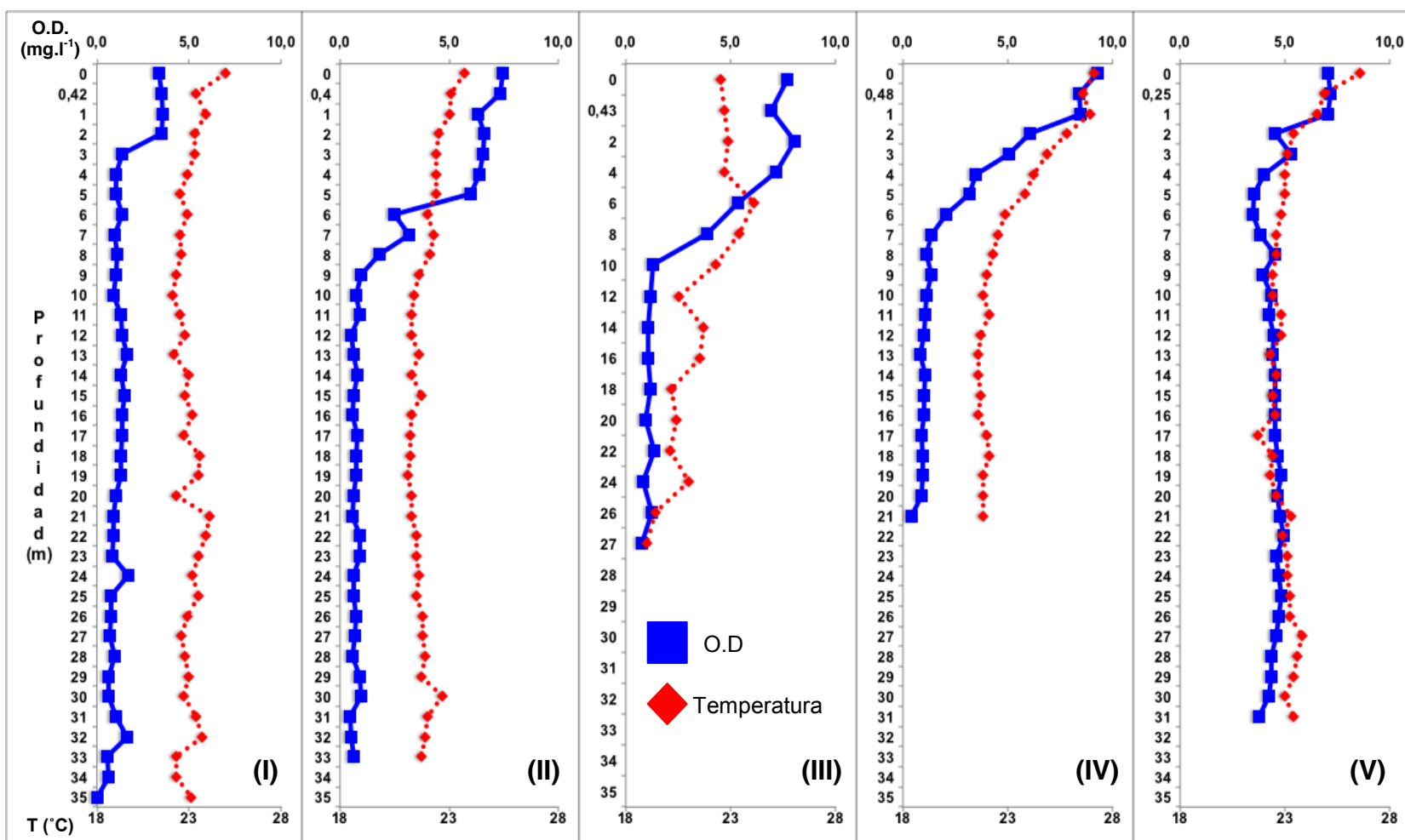


Figura 7. Perfiles verticales de oxígeno disuelto y temperatura del punto Cortina en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

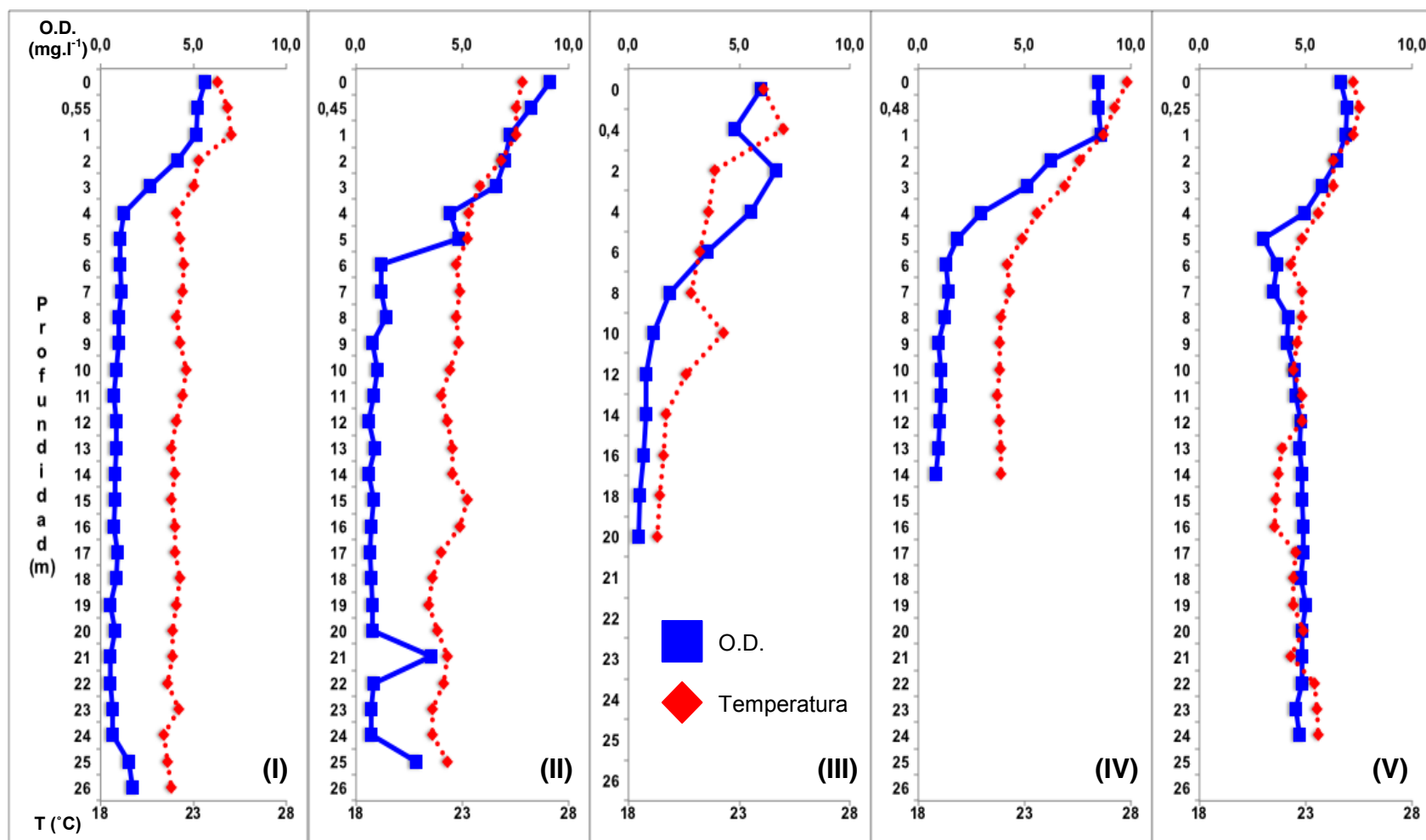


Figura 8. Perfiles verticales de oxígeno disuelto y temperatura del punto Centro en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

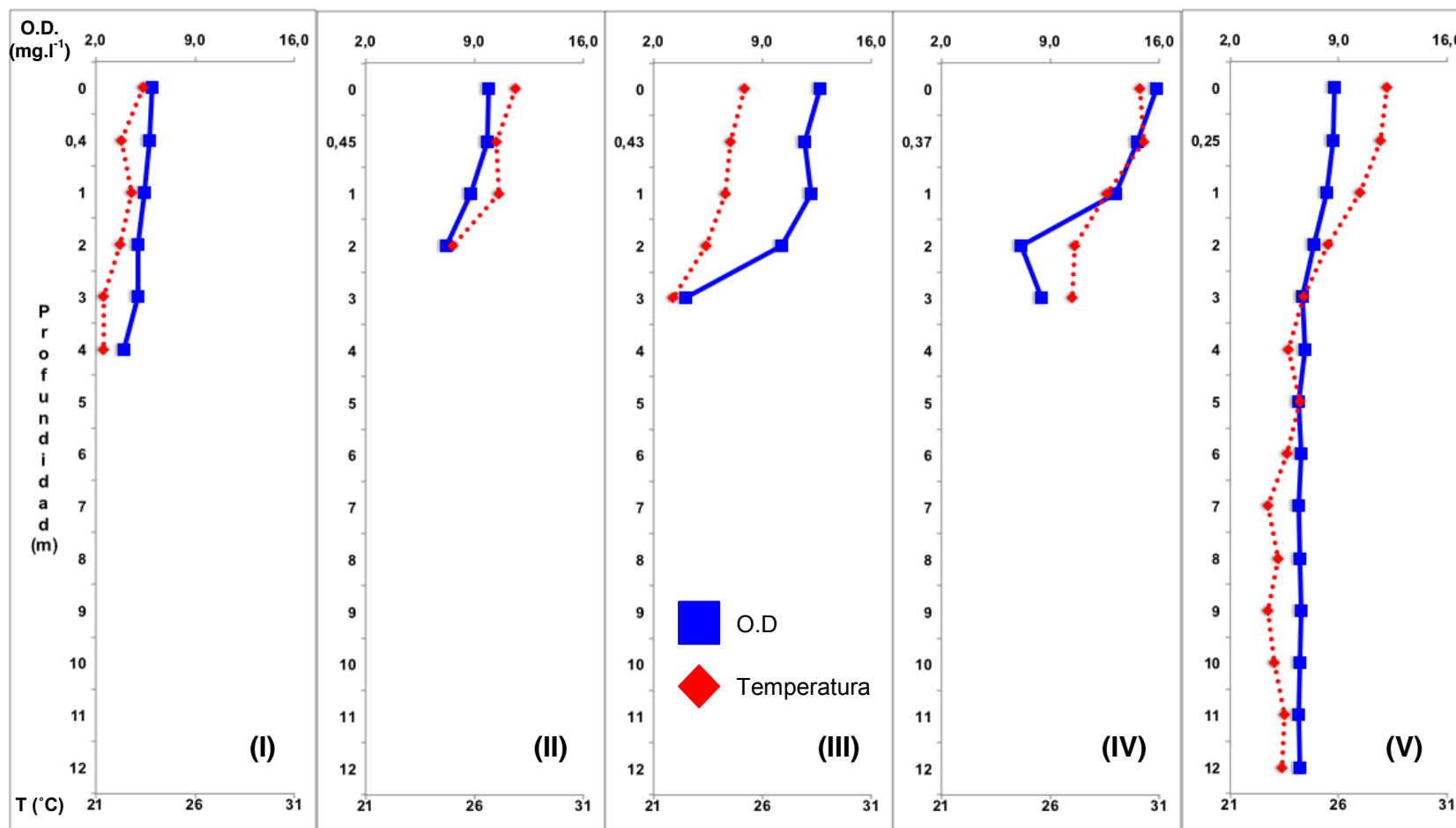


Figura 9. Perfiles verticales de oxígeno disuelto y temperatura del punto Cola en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).

2.5.3 pH superficial

Los valores del embalse Los Laureles pasa de ligeramente ácido hacia ligeramente alcalino. Los valores medio entre los cinco muestreos fueron de 6,91 (Cortina, n=146), 7,05 (Centro, n=106) y 7,66 (Cola, n=28) unidades de pH. El punto Cortina registró valores superficiales de 6,26 en noviembre 2015 (I) siendo este el menor valor registrado, 8,03 en enero (II), 7,68 en febrero (III), 8,29 en marzo (IV) y 8,9 en septiembre de 2016 (V) siendo este el máximo valor registrado, con un promedio de los cinco muestreos de 7,83 y con un promedio histórico (n= 55) de 7,58 unidades de pH (Figura 10).

El punto Centro registró valores superficiales de 6,14 en noviembre 2015 (I) siendo este el menor valor registrado, 8,5 en enero (II) siendo este el máximo valor registrado, 7,63 en febrero (III), 7,23 en marzo (IV) y 6,89 en septiembre de 2016 (V), con un promedio de los cinco muestreos de 7,28 y con un promedio histórico (n= 55) de 7,65 unidades de pH. El punto Cola registró valores superficiales de 6,87 en noviembre 2015 (I) siendo este el menor valor registrado, 7,33 en enero (II), 7,08 en febrero (III), 8,64 en marzo (IV) siendo este el máximo valor registrado y 7,11 en septiembre de 2016 (V), con un promedio de los cinco muestreos de 7,41 y con un promedio histórico (n= 49) de 7,45 unidades de pH.

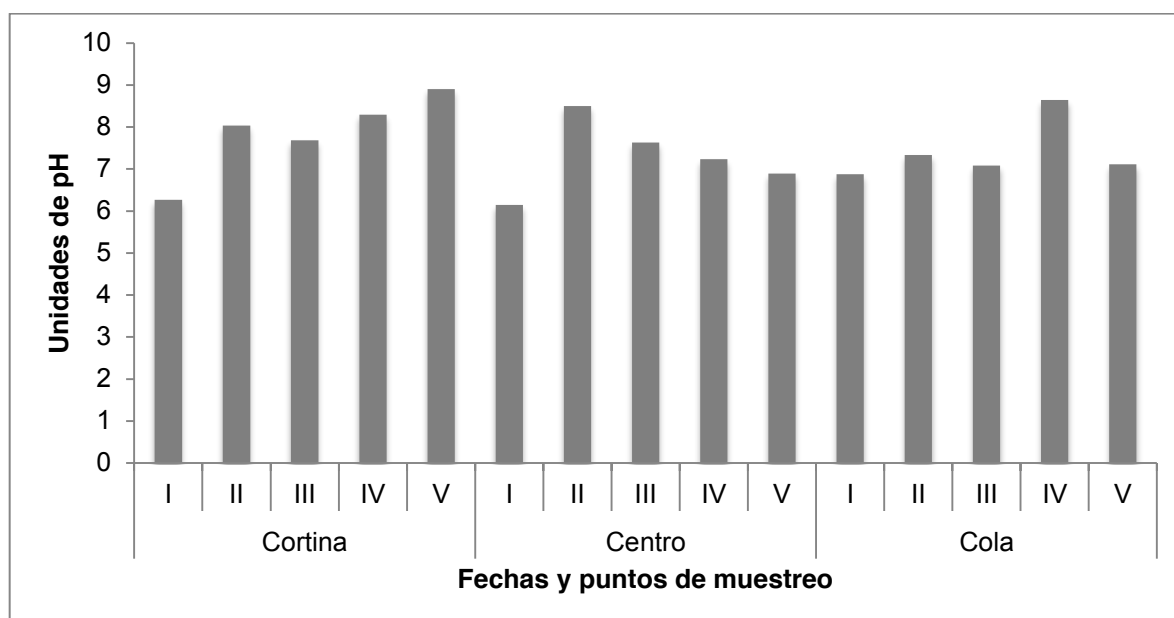


Figura 10. Comportamiento temporal del pH en la superficie del embalse Los Laureles, durante las campañas de muestreo.

2.5.4 Conductividad eléctrica superficial

Los valores del embalse Los Laureles son bajos. Varían entre $79,68 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Cortina, $n=146$), $79,22 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Centro, $n=106$) y $103,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Cola, $n=28$). El punto Cortina registró valores superficiales de $61,1 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en noviembre 2015 (I) $96,1 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en enero (II) siendo este el máximo valor registrado, $70,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en febrero (III), $93,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en marzo (IV) y $50,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en septiembre de 2016 (V) siendo este el menor valor registrado, con un promedio de los cinco muestreos de $74,04 \mu\text{S.cm}^{-1}$ y con un promedio histórico ($n= 55$) de $92,98 \mu\text{S.cm}^{-1}$.

El punto Centro registró valores superficiales de $65,8 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en noviembre 2015 (I), $80,1 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en enero (II), $74,3 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en febrero (III), $97,7 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en marzo (IV) siendo este el máximo valor registrado y $50,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en septiembre de 2016 (V) siendo este el mínimo valor registrado, el promedio de los cinco muestreos de $73,58 \mu\text{S.cm}^{-1}$ y con un promedio histórico ($n= 55$) de $93,31 \mu\text{S.cm}^{-1}$. El punto Cola registró valores superficiales de $70,4 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en noviembre 2015 (I), $108,8 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en enero (II), $98,1 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en febrero (III), $113,9 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en marzo (IV) siendo este el máximo valor registrado y $50,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$ en septiembre de 2016 (V) siendo este el menor valor registrado, y el promedio de los cinco muestreos de $88,24 \mu\text{S.cm}^{-1}$ y con un promedio histórico ($n= 49$) de $108,3 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Figura 11).

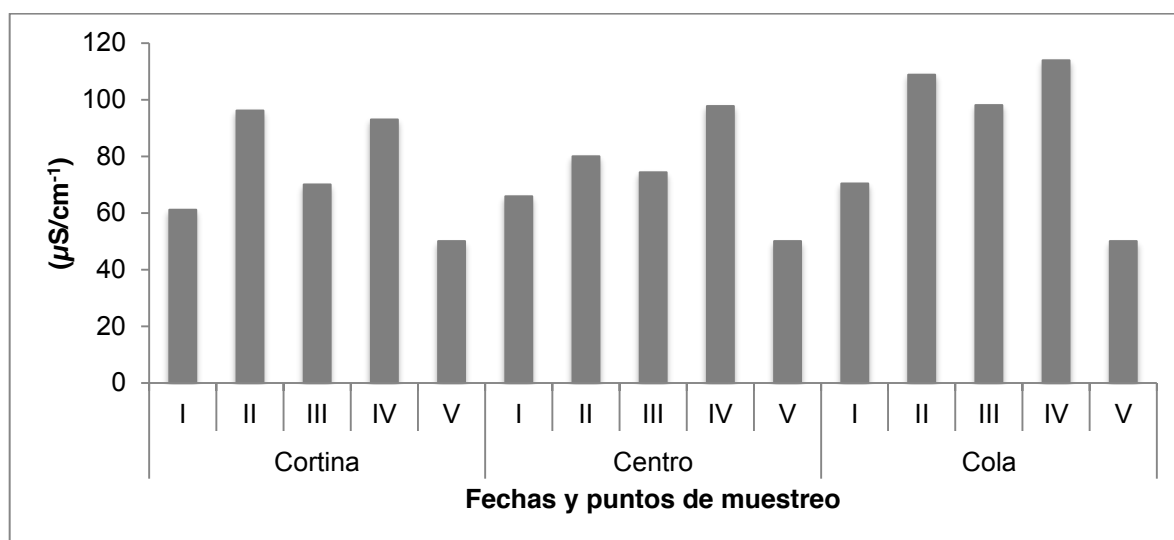


Figura 11. Comportamiento temporal de la conductividad eléctrica en la superficie del embalse Los Laureles, durante las campañas de muestreo.

Perfiles de pH y conductividad eléctrica

Los mayores rangos de variación de pH se observaron para el punto Cortina en el segundo muestreo con un pH de 8,03 en la superficie y de 6,59 en el de fondo para el mes de enero (II) con un rango de variación de $\pm 1,44$, en el tercer muestreo el rango de variación fue de $\pm 1,08$ con un pH de 7,68 en la superficie y de 6,60 en el de fondo para el mes de febrero (III), en el cuarto muestreo el rango de variación fue de $\pm 1,54$ y en la superficie se obtuvo un pH de 8,29 y el de fondo de 6,75 para el mes de marzo (IV) y en el quinto muestreo el rango de variación fue de $\pm 2,06$ que fue el rango de variación más alto en el periodo de estudio y el pH en la superficie fue de 8,9 y el de fondo 6,84 en el mes de septiembre (V) (Figura 12).

En el punto Centro, los mayores rangos de variación de pH se observaron únicamente en el segundo muestreo con un pH de 8,50 en la superficie y de 6,71 en el de fondo para el mes de enero (II) con un rango de variación de $\pm 1,79$, (Figura 13). En el punto Cola, los mayores rangos de variación de pH se observaron únicamente en el cuarto muestreo el rango de variación fue de $\pm 1,40$ y en la superficie se obtuvo un pH de 8,64 y el de fondo de 7,24 (Figura 14).

El punto Cortina, en el mes de noviembre (I), mostró un ligero aumento de conductividad eléctrica, de $61,1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en la superficie hasta $75,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a 34,45 m de profundidad. Sin embargo se observan varios picos de aumento de la conductividad a profundidades de 14 m ($167,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), 19 m ($243,3 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), 27 m ($159,3 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) y 30 m ($222,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), estos aumentos de la conductividad pueden estar relacionados con la recarga del embalse a través de sus fracturas, ya que para la época que se muestreó se estaba saliendo de la época lluviosa. Por lo tanto, se puede intuir que el embalse esta recibiendo diferentes calidades de agua de su zona de recarga. La conductividad eléctrica se mantuvo estable para el resto de muestro con poca variaciones entre los valores de superficie y fondo (Figura 12).

El punto Centro, en el primer muestreo, mostró una ligera disminución de la conductividad eléctrica, de $65,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en la superficie hasta $62,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a 26 m

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

de profundidad. Sin embargo, solo se observan un pico de aumento de la conductividad a profundidad de 24 m ($290,4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), este aumento pueden estar relacionados igualmente con la recarga del embalse a través de sus fracturas, ya que para la época que se muestreó se estaba saliendo de la época lluviosa (Figura 13). Se observa que en el punto centro las conductividades fueron estables en cada fecha de muestreo, sin embargo se observó un aumento de hasta $30 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ si se compara la salida de la época lluviosa (noviembre 2015) y la época seca (marzo 2016), esto causado mayormente por la disminución del nivel de agua embalsado, aumentando las concentraciones de los minerales y con ello aumentando las conductividades y vuelve a disminuir con la entrada de la época lluviosa (septiembre 2016).

El punto Cola, mostró variaciones de la conductividad eléctrica, en marzo (III), mostró un ligero aumento de conductividad eléctrica, a través de la columna de agua de $98,1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en la superficie, en el fondo fue de $123,4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a 3 m de profundidad. En marzo (IV), mostró un aumento de $113,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en la superficie, y de $143,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a 3 m de profundidad (Figura 14). En el punto cola podemos observar una diferencia más marcada entre la salida de la época lluviosa (noviembre 2015) y la época seca (marzo 2016) ya que la conductividad aumentó en más de $40 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, volviendo a bajar las conductividades en la época lluviosa de septiembre 2016. También es notorio que las conductividades aumentan en el fondo, sin embargo esto puede ser explicado por la dinámica de flujo del río Guacerique, ya que como se ha mencionado el punto cola es la zona de transición entre el sistema lotico a lentico. También la fuerza del flujo de agua proveniente del río arrastra mayor cantidad de minerales y con ello se explica que este punto tenga las mayores conductividades.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

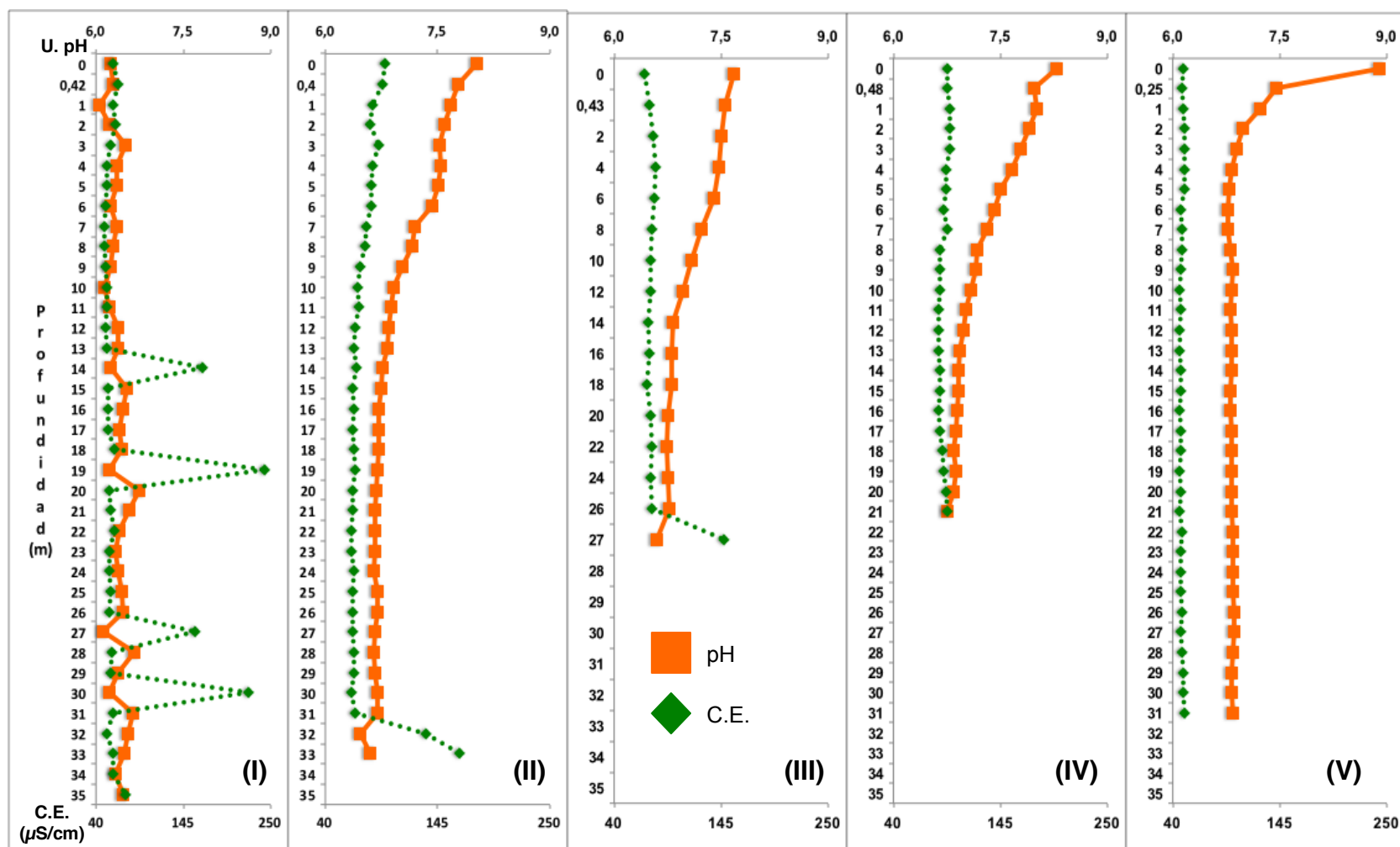


Figura 12. Perfiles verticales de conductividad eléctrica y pH del punto Cortina en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

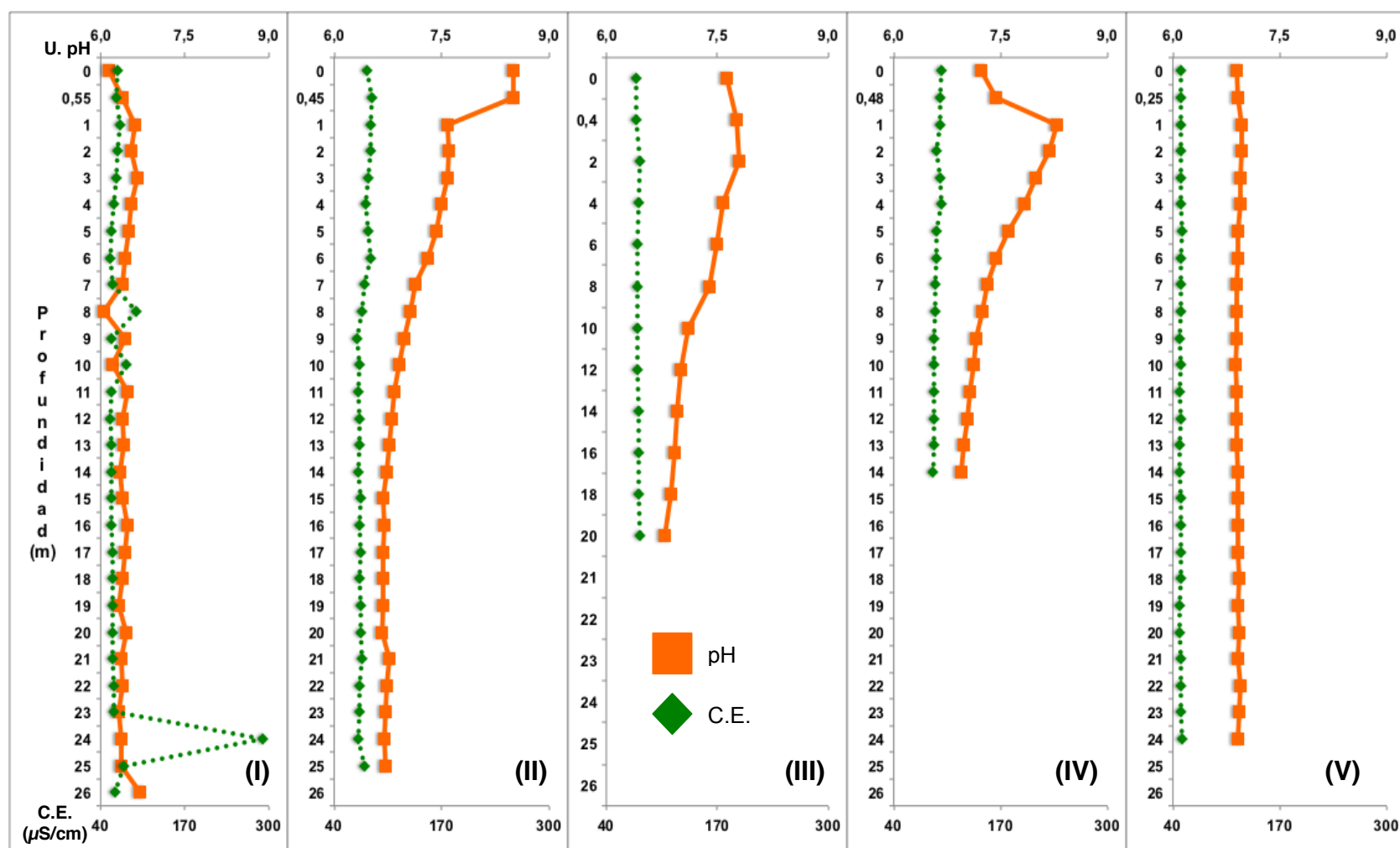


Figura 13. Perfiles verticales de conductividad eléctrica y pH del punto Centro en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

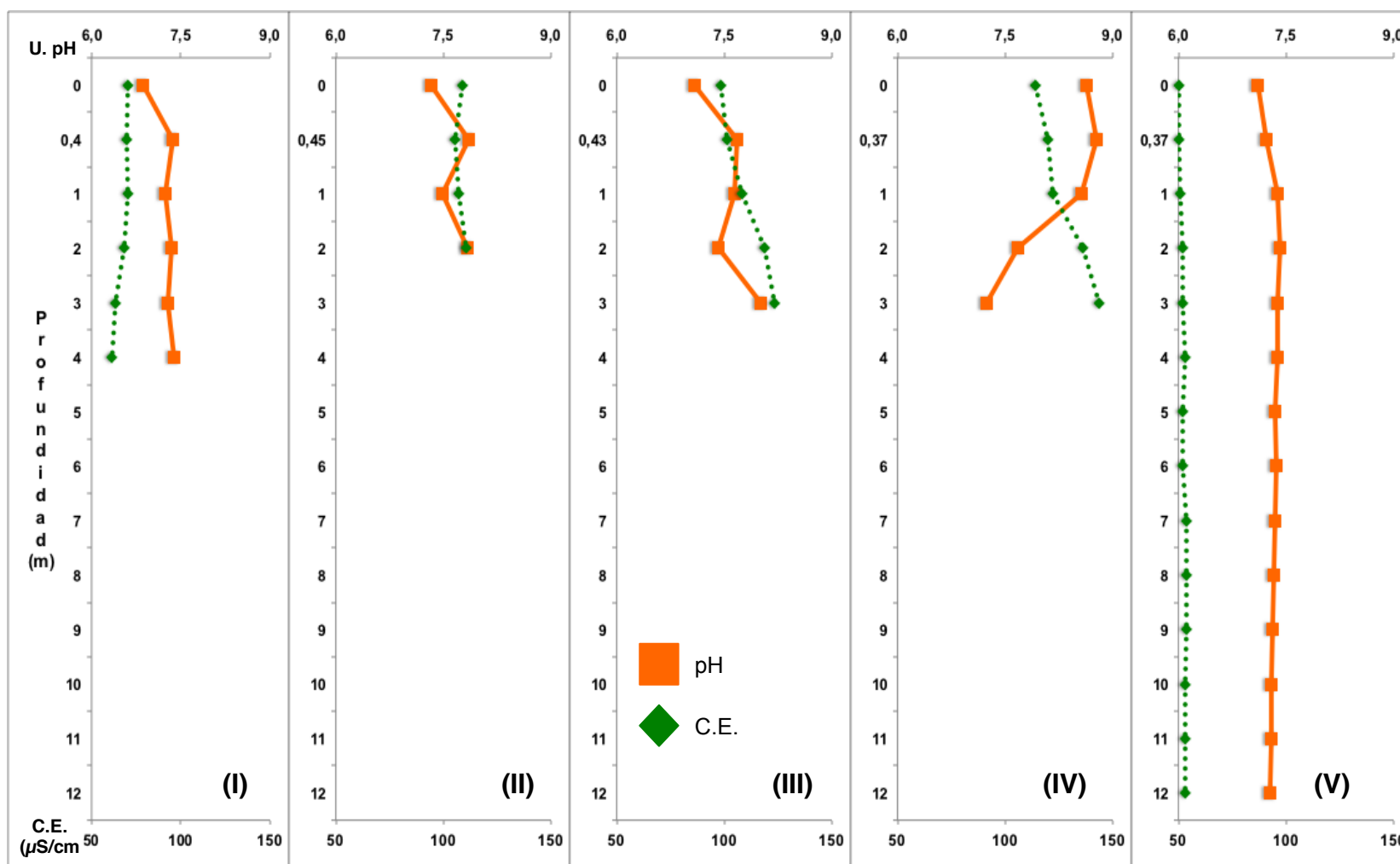


Figura 14. Perfiles verticales de conductividad eléctrica y pH del punto Cola en el embalse Los Laureles para los meses de noviembre de 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).

2.5.5 Transparencia

La transparencia del agua en el embalse Los Laureles fue baja, con un registro medio entre los cinco muestreos en la lectura de disco de Secchi de 0,43 m (Cortina) con un rango de variación de $\pm 0,23$ m, el Centro de 0,47 m con un rango de variación de $\pm 0,30$ m y la Cola de 0,41 m con un rango de variación de $\pm 0,20$ m. Lo anterior supone una profundidad de la zona fótica aproximada de 1,29 (Cortina), 1,41 (Centro) y 1,23 (Cola) m. El mínimo se registró con un valor de 0,25 m en el muestreo de septiembre para los tres puntos de muestreo. Mientras que el máximo se registró en el punto Centro con un valor de 0,55 m en el muestreo de noviembre 2015. Las diferencias no fueron significativas entre las localidades estudiadas sus niveles de transparencia fueron limitados, especialmente por factores bióticos. (Figura 15)

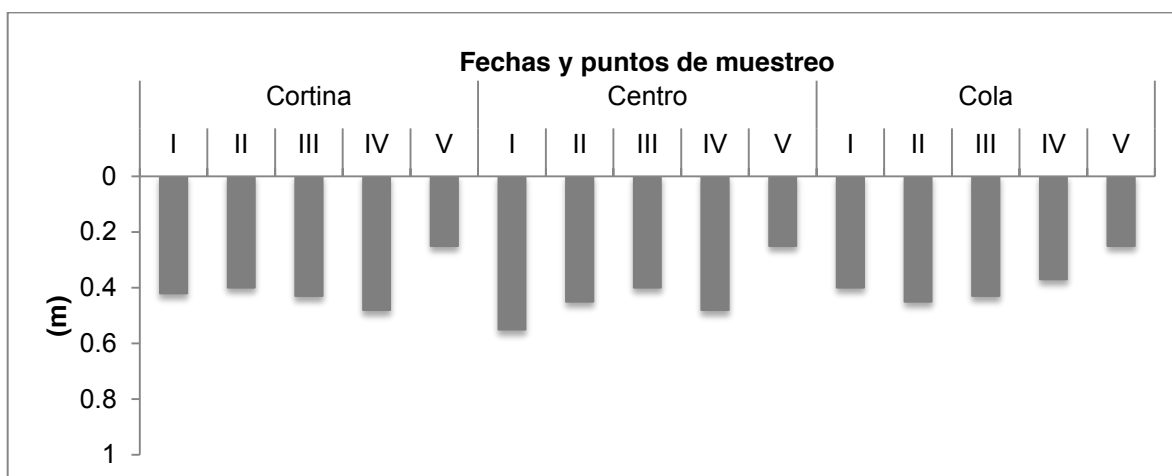


Figura 15. Variaciones temporales en la transparencia del agua en los tres puntos de muestreo.

2.5.6 Nutrientes

Los valores de ortofosfatos en aguas naturales no suelen ser mayores a 1 mg.l^{-1} a menos que exista contaminación por fertilizantes, en el caso del agua del embalse Los Laureles, algunos de los niveles de ortofosfatos sobrepasaron este valor en varios muestreos y puntos. Los valores de ortofosfatos para el punto Cortina fueron en promedio de los cinco muestreos de $1,38 \text{ mg.l}^{-1}$ y con un promedio histórico ($n= 56$) de $1,01 \text{ mg.l}^{-1}$.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Los valores de ortofosfatos para el punto Centro fueron en promedio de los cinco muestreos de $1,34 \text{ mg.l}^{-1}$ y con un promedio histórico ($n= 56$) de $1,05 \text{ mg.l}^{-1}$. Los valores de ortofosfatos para el punto Cola fueron en promedio de los cinco muestreos de $1,17 \text{ mg.l}^{-1}$ y promedio histórico ($n= 50$) de $1,09 \text{ mg.l}^{-1}$ (Figura 16).

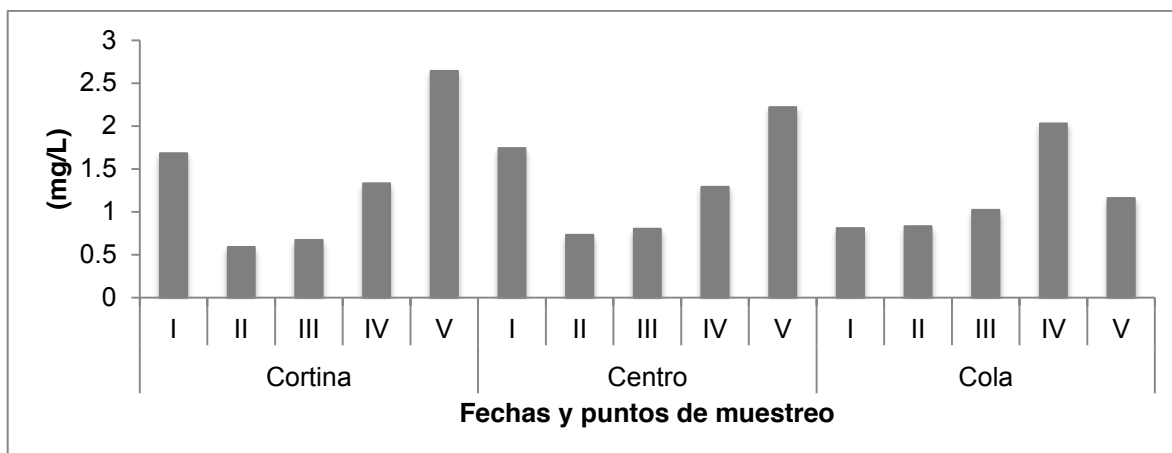


Figura 16. Comportamiento temporal del ortofosfato en la superficie del embalse Los Laureles, durante los meses noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre 2016 (V).

Los valores de nitratos en aguas naturales no suelen ser mayores a 10 mg.l^{-1} a menos que exista contaminación por fertilizantes, que en este caso se suele reportar en mas 100 mg.l^{-1} . Los nitratos junto con el ortofosfato suelen ser los detonantes del alto crecimiento algar en cuerpos de aguas, encaminándolos a la eutrofización y las directrices canadienses sugieren una concentración menor a las 13 mg.l^{-1} . En el caso del agua del embalse Los Laureles, algunos de los niveles de nitratos no sobrepasaron este valor para ningún muestreos y punto (Figura 17).

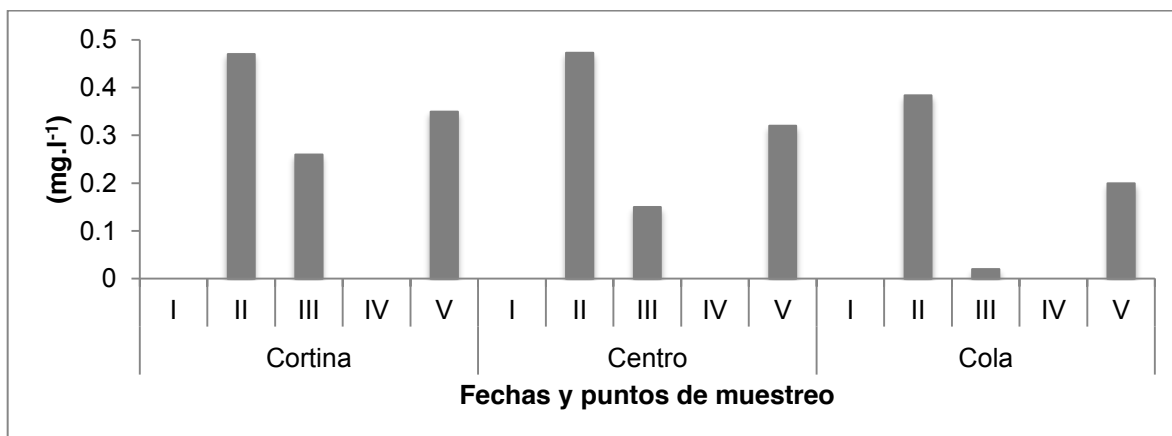


Figura 17. Comportamiento temporal del nitrato (NO_3) en la superficie del embalse Los Laureles, durante los meses noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre 2016 (V).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

La presencia de nitritos en el agua natural es indicativo de contaminación fecal reciente. En aguas superficiales, bien oxigenadas, el nivel de nitrito no suele superar el $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ (Stumm y Morgan, 1981). Los valores entre $0,1$ y $0,9 \text{ mg.l}^{-1}$ pueden presentar problemas de toxicidad, dependiendo del pH, y valores por encima de 1 mg.l^{-1} son totalmente tóxicos y representan un impedimento para el desarrollo de la vida piscícola y el establecimiento de un ecosistema fluvial en buenas condiciones (Prat *et al.*, 1992). Los valores de nitritos para los puntos Cortina, Centro y Cola no estuvieron por encima de los $0,10 \text{ mg.l}^{-1}$ en ninguna fecha de muestreo (Figura 18).

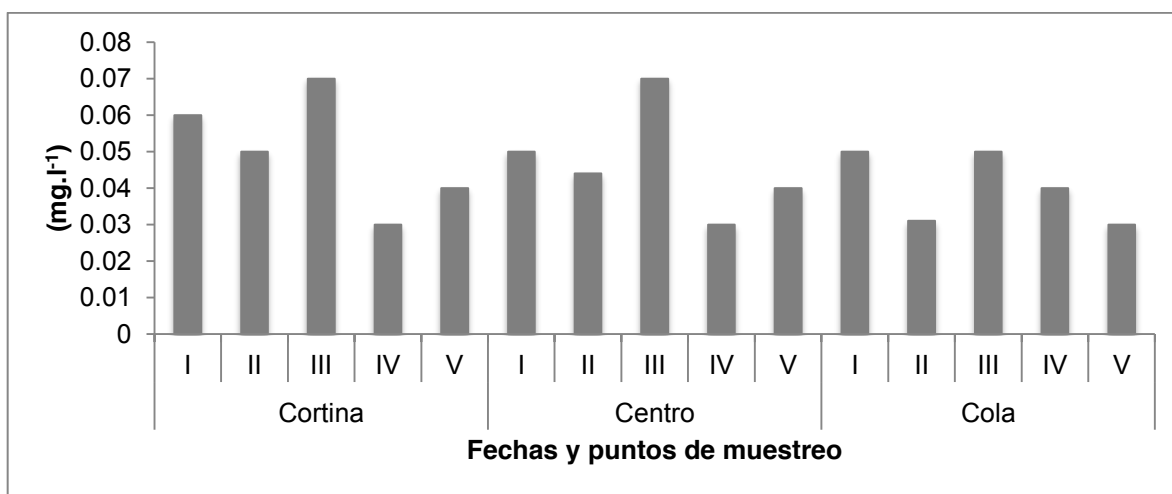


Figura 18. Comportamiento temporal del nitrito (NO_2) en la superficie del embalse Los Laureles, durante los meses de noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).

La presencia de amonio (NH_4^+) suele encontrarse en concentraciones menores a $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ valores superiores suele ser un indicativo de contaminación por aguas residuales de origen urbano como también puede proceder de filtraciones de suelos fertilizados. La medida del amonio en agua es una eficaz alerta para la prevención de efectos tóxicos sobre el medio ya que, ante cambios de pH y temperatura, puede transformarse en su forma gaseosa (NH_3) la cual es mucho más tóxica que el ión disuelto (NH_4^+). El amonio es dependiente de la temperatura y el pH por lo que a continuación se muestra en la Tabla 26 los posibles valores correspondientes de acuerdo al pH y temperatura del embalse Los Laureles.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 26. Valores recomendados de amonio total como NH_4^+ (mg.l^{-1}) de acuerdo a las directrices canadienses para vida acuática según los rangos de pH y temperatura que presenta el embalse Los Laureles .

pH / Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5
20	39,47	12,5	3,96	1,27	0,41	0,14
25	27,55	8,72	2,77	0,89	0,29	0,1
30	19,49	6,17	1,97	0,63	0,21	0,08

Los valores de amonio para el punto Cortina en marzo (IV) fue de $0,57 \text{ mg.l}^{-1}$ con un valor de pH 7,98 y temperatura de $26,6^{\circ}\text{C}$, fue el único valor en este punto por encima de las directrices canadienses (Figura 19). Sin embargo el promedio histórico ($n= 56$) fue de $0,65 \text{ mg.l}^{-1}$ con un valor promedio histórico de pH ($n=55$) 7,58 y un valor promedio histórico de temperatura ($n= 50$) de $24,43^{\circ}\text{C}$. Los valores para el punto Centro por encima de las directrices canadienses fue en enero (II) fue de $0,624 \text{ mg.l}^{-1}$ con un valor de pH 8,5 y temperatura de $25,5^{\circ}\text{C}$. El promedio histórico ($n= 55$) fue de $0,72 \text{ mg.l}^{-1}$ con un valor promedio histórico de pH ($n=55$) 7,65 y un valor promedio histórico de temperatura ($n= 50$) de $24,66^{\circ}\text{C}$

Los valores para el punto Cola por encima de las directrices canadienses en marzo (IV) fue de $0,68 \text{ mg.l}^{-1}$ con un valor de pH 8,78 y temperatura de $30,3^{\circ}\text{C}$. El promedio histórico ($n= 49$) fue de $1,21 \text{ mg.l}^{-1}$ con un valor promedio histórico de pH ($n= 49$) 7,45 y un valor promedio histórico de temperatura ($n= 45$) de $24,75^{\circ}\text{C}$

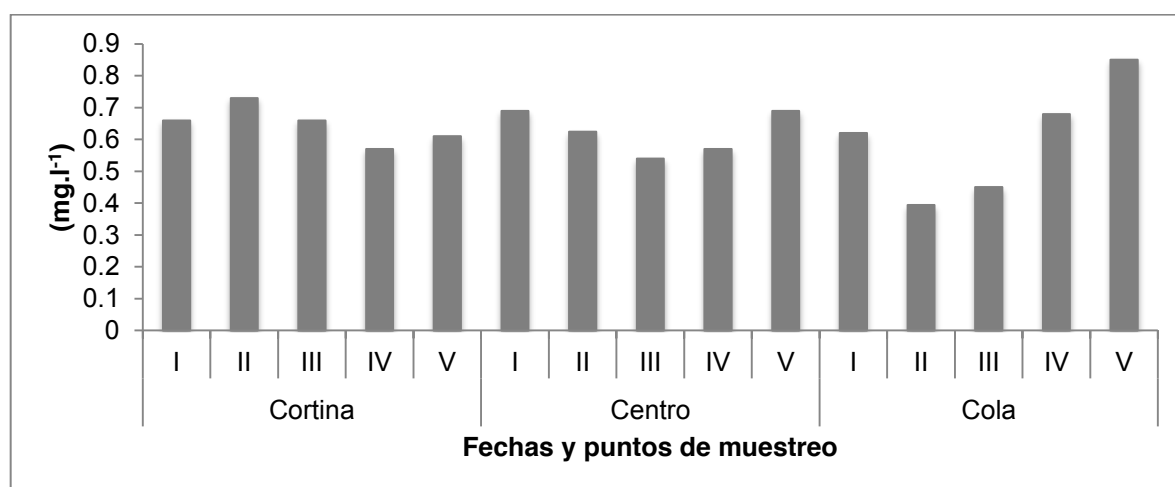


Figura 19. Comportamiento temporal del amonio (NH_4^+) en la superficie del embalse Los Laureles, durante los meses de noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

La concentración media de nitrógeno inorgánico total (NIT) se sitúa en 0,91 (Cortina), 0,86 (Centro) y 0,76 (Cola) mg.l^{-1} N. Entra las formas inorgánicas que lo componen la predominante es la de amonio para los tres puntos de muestreo, con una relación promedio de los cinco muestreos para el punto cortina de ($\text{NH}_4/\text{NIT}= 75\%$), centro de ($\text{NH}_4/\text{NIT}= 76\%$) y punto cola de ($\text{NH}_4/\text{NIT}= 81\%$). De esta forma siendo la proporción de nitritos y nitratos bajas, punto Cortina ($\text{NO}_2/\text{NIT}= 6\%$); ($\text{NO}_3/\text{NIT}= 19\%$), punto Centro ($\text{NO}_2/\text{NIT}= 6\%$); ($\text{NO}_3/\text{NIT}= 18\%$) y punto Cola ($\text{NO}_2/\text{NIT}= 6\%$); ($\text{NO}_3/\text{NIT}= 13\%$). La máxima concentración de NIT fue 1,25 mg.l^{-1} N se registró en el muestreo de enero en el punto Cortina y el mínimo 0,52 mg.l^{-1} N fue en el punto Cola en el muestreo de febrero 2016. A continuación en la Tabla 27 se muestran los rangos promedios y desviación estándar de nutrientes a la altura del disco Secchi.

Tabla 27. Rango promedio y desviación estándar de concentraciones ($\mu\text{g.l}^{-1}$) de nutrientes detectadas a la altura del Disco Secchi (0,25 - 0,55 cm) durante muestreos realizados en los tres puntos seleccionados del embalse “Los Laureles”, Noviembre 2015 a Septiembre 2016.

Parámetros	Cortina	Centro	Cola
Ortofosfatos	0,59 – 2,64 (1,38 \pm 1,2)	0,73 – 2,22 (1,35 \pm 0,63)	0,81 – 2,03 (1,17 \pm 0,5)
Nitratos (NO_2)	0,03 – 0,07 (0,05 \pm 0,02)	0,03 – 0,07 (0,05 \pm 0,01)	0,03 – 0,05 (0,04 \pm 0,01)
Nitritos (NO_3)	0 – 0,47 (0,27 \pm 0,21)	0 – 0,47 (0,27 \pm 0,21)	0 – 0,38 (0,15 \pm 0,18)
Amonio	0,57 – 0,73 (0,65 \pm 0,06)	0,54 – 0,69 (0,62 \pm 0,07)	0,39 – 0,85 (0,6 \pm 0,17)
Fósforo total*	0,86	0,86	0,86

*Fósforo total solo se analizó durante el quinto muestreo.

El contenido de materia orgánica obtenido es bajo y no representa variaciones destacables. Los valores medios obtenidos en el embalse han sido de 5,4 y 8,4 % de M.O. para la Cortina, 5,5 y 8,1 % de M.O. para el Centro y 5,5 y 10,3 % de M.O. para la Cola, durante el periodo de estudio. A continuación en la siguiente Tabla 28 se muestran los valores de materia orgánica en el embalse Los Laureles.

Tabla 28. Valores de materia orgánica (%) durante muestreos realizados en los tres puntos seleccionados del embalse “Los Laureles”, Noviembre 2015 a Septiembre 2016.

M.O. (mg.l^{-1})	Nov. 2015	Ene. 2016	Feb. 2016	Mar. 2016	Sep. 2016
Cortina	5,4	8,4	7,5	6,7	7,7
Centro	5,50	7,50	8,10	6,20	7
Cola	5,50	6,50	8,30	10,30	6,4

2.5.7 Microbiología

Para evaluar la calidad bacteriológica del agua es importante determinar la presencia o ausencia de organismos coliformes. La calidad microbiológica es un parámetro importante para el uso de consumo humano o potabilización, ya que este puede ser el vehículo de transmisión de varias enfermedades como el cólera, fiebre tifoidea, hepatitis, diarreas, etc., por lo que su caracterización es de suma importancia. Se considera que *Escherichia coli* es el indicador por excelencia de contaminación fecal humana y animal (Vargas de Mayo, 1989) por tanto ante su presencia se deben considerar medidas adicionales a la desinfección como por ejemplo muestreos adicionales y la investigación de las posibles fuentes de contaminación. A continuación en la Tabla 29 se muestran los resultados de *Escherichia coli* en el agua del embalse Los Laureles.

Tabla 29. Presencia – Ausencia de *e-coli* durante muestreos realizados en los tres puntos seleccionados del embalse “Los Laureles”, Noviembre 2015 a Septiembre 2016.

Punto / Muestreo	Nov. 2015	Ene. 2016	Feb. 2016	Mar. 2016	Sep. 2016
Cortina	P	A	A	A	A
Centro	P	A	A	A	A
Cola	A	P	A	A	A

A= Ausencia / P= Presencia

Los coliformes totales son un grupo de especies de bacterias que tienen en común ciertas características bioquímicas y son un indicador ecológico de la contaminación del agua (Vargas de Mayo, 1989) (Figura 20). La alta presencia de UFC se registró especialmente durante el fin del periodo lluvioso del mes de noviembre 2015, luego durante el periodo seco que comprende los meses de enero, febrero y marzo de 2016, su presencia disminuyó considerablemente y volvió a aumentar durante el periodo lluvioso del mes de septiembre de 2016. De esta manera confirmando que el arrastre por la escorrentía puede ser el causante de los aumentos en el número de UFC en el embalse Los Laureles, posiblemente por defecación al aire libre por humanos y animales de corral.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

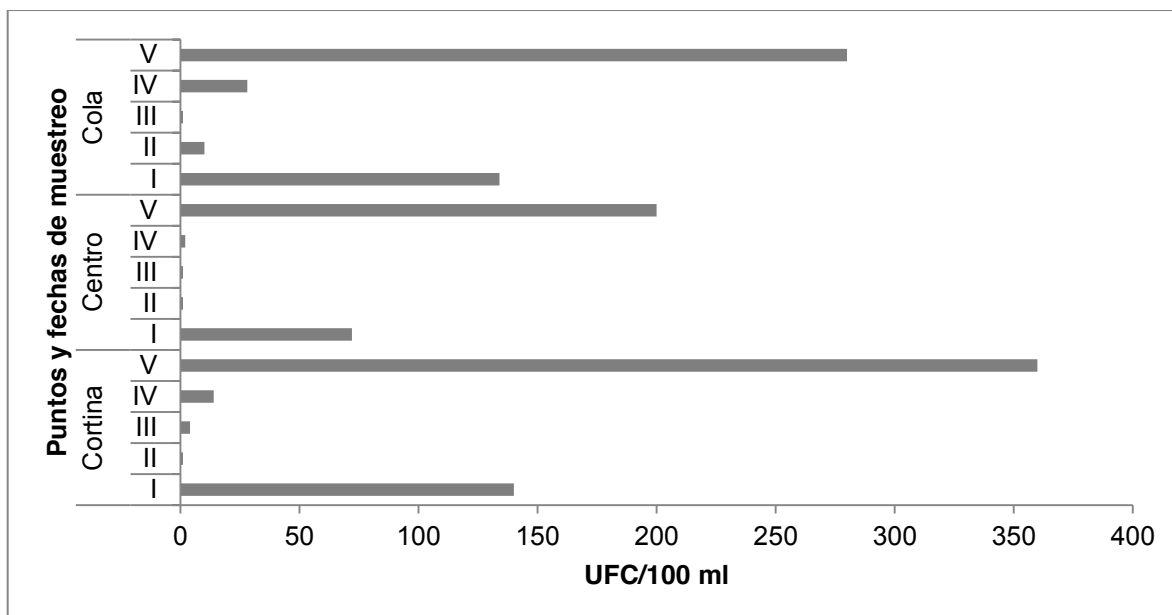


Figura 20. Unidades formadoras de colonias de coliformes totales en el agua del embalse Los Laureles, durante noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).

Las bacterias sulfato-reductoras tienen la facultad de reducir el sulfato, sulfito o tiosulfato en ácido sulfhídrico de manera no asimilatoria. Su hábitat preferencial son ambientes anóxicos en la zona subsuperficial de los sedimentos. Su presencia esta relacionada a la materia orgánica en descomposición formando una simbiosis con organismos zoobentónicos conocidos como oligoquetos (Figura 21).

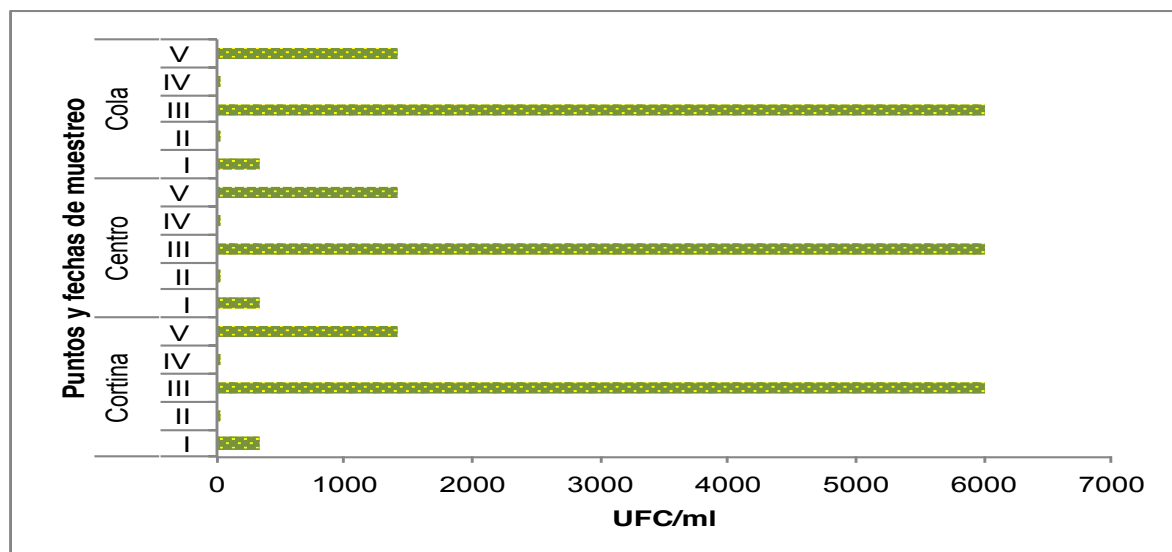


Figura 21. Unidades formadoras de colonias de bacterias sulfato-reductoras en el embalse Los Laureles, en noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre 2016 (V).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Las bacterias ferro-reductoras prosperan en ambientes ricos en hierro ferroso (Fe^{+2}), oxidándolo en hierro férrico (Fe^{+3}) viven en zonas de transición oxigenada-anóxica y pH neutros a ligeramente ácidos (Figura 22).

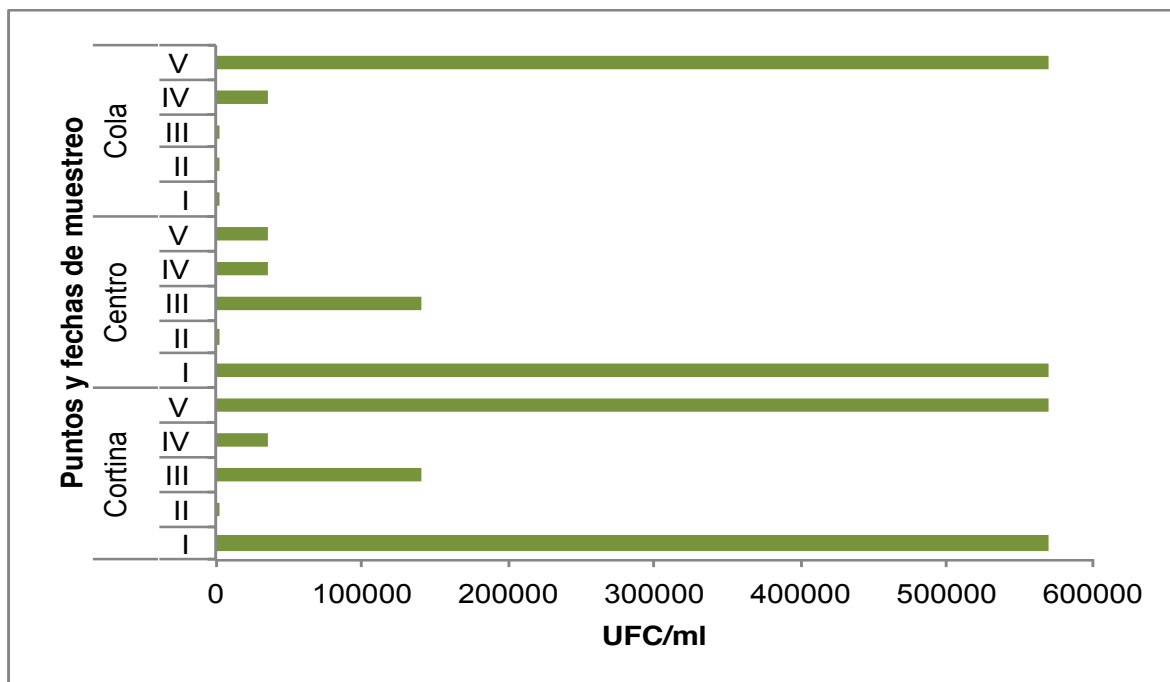


Figura 22. Unidades formadoras de colonias de bacterias ferro-reductoras en el embalse Los Laureles, en noviembre 2015 (I), Enero (II), Febrero (III), Marzo (IV) y Septiembre de 2016 (V).

CAPÍTULO 3. CALIDAD BIOLÓGICA DE LAS COMUNIDADES PLANCTÓNICAS Y BENTÓNICAS, ESTADO TRÓFICO (PERÍODO 2015 – 2016).

3.1 Fitoplancton

3.1.1 Estructura Comunitaria

Se identificó un total de 53 taxa (Tabla 70, en anexos del objetivo tres), perteneciente a 6 divisiones algales (Chlorophyta: 32 taxa, Euglenophyta: 9 taxa, Bacillariophyta: 5 taxa, Cyanophyta: 5 taxa, Chrysophyta y Dinophyta: 1 taxón), resultando el primer grupo como el más diverso (60%) para todo el período muestreado (Figura 23). La alta representación de este grupo en el embalse podría estar ligada al carácter cosmopolita de sus especies, a la ecología variada que registran y al amplio rango de tolerancia ambiental (Margalef, 1983 y Darley, 1987). Estos resultados son coincidentes con los reportados en algunos ecosistemas lénticos de la región sometidos a fuerte presión antropogénica, como es el caso del lago Xolotlán en Nicaragua (Hooker *et al.*, 1991) y varios embalses en Venezuela (González, *et al.*, 2003).

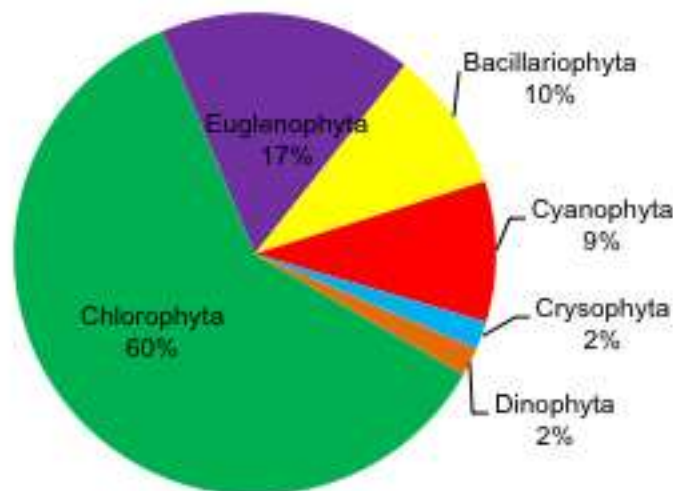


Figura 23. Contribución relativa de los grupos del fitoplancton a la riqueza de especies en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016)

Los otros grupos con menor aporte, son igual de importantes ya que dentro del sistema participan de manera activa en la dinámica y transferencia de energía.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Como segundo grupo de importancia, se destacan las Euglenophyta (17%), las cuales juegan un papel significativo en el reciclaje de nutrientes y en ecosistemas con escaso clima lumínico estas pueden sacar ventaja competitiva al ubicarse fácilmente dentro del estrato iluminado. La presencia de este grupo pudiera estar ligado a los bajos valores de transparencia del agua registrados en el embalse (promedio= 44 cm).

Las Bacillariophyta contribuyeron con el 10% de la riqueza general del embalse y estas son comunes en cuerpos de agua donde la concentración de sílice disuelta supera los $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ (Pearsal, 1932 citado por Ahlgren, 1970). Estos microorganismos no solamente requieren de este nutriente en particular, sino que demandan condiciones de mezcla que les permite la resuspensión de sus células y mantenimiento de las mismas dentro de la zona iluminada.

Ligeramente menos diverso que el grupo anterior fueron las Cyanophyta (9%) y constituyen un grupo importante desde el punto de vista de calidad de agua ya que prefieren ecosistemas someros, cálidos y ricos en nutrientes (eutróficos), así como aguas alcalinas a neutras (pH entre 6 y 9), temperatura del agua por encima de los $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$, baja intensidad lumínica, baja relación N:P y estabilidad de la columna de agua (Cronberg y Annadotter, 2006; Roset *et al.*, 2001). Considerando que este embalse es utilizado para consumo de agua potable, la sola presencia de algunos taxa ligados a la producción de toxinas (*Anabaena*, *Cylindrospermopsis*) podrían poner en riesgo la salud de la población, si estas llegaran a alcanzar altas densidades poblacionales.

El total de taxa identificados por punto y campañas de muestreo, así como el aporte de los grupos del fitoplancton a la riqueza de especies fue muy variable (CV%= 52 - 82), registrándose el menor y mayor número de taxa en enero y febrero del año 2016 respectivamente (punto Cortina: 3 taxa y Punto Cola: 21 taxa) (Figura 24).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

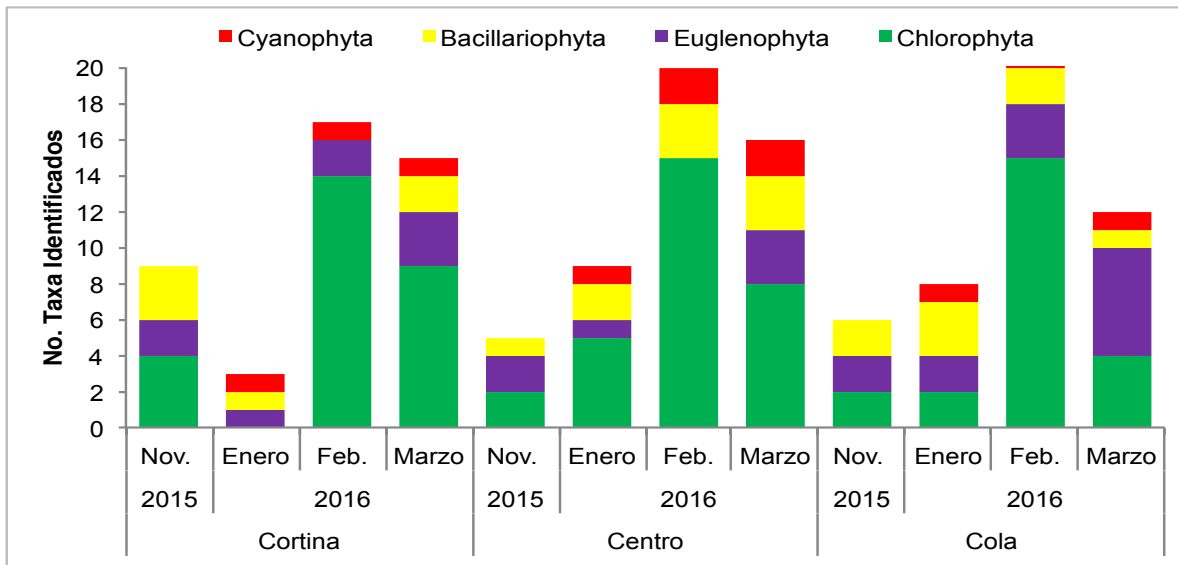


Figura 24. Aporte de los grupos del fitoplancton a la riqueza de especies en cada uno de los puntos y época de muestreo en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016)

La presencia de las Chlorophyta fue evidente en todo el período de estudio, exceptuando enero 2016 (punto Cortina) donde no se reporta ningún representante. Esta sustitución de grupos se registró también en otros momentos del estudio.

Estos hallazgos contrastan con el registrado en el embalse tropical, Pao-Cachinche, Venezuela (González *et al.*, 2003) donde reportan dominancia de un sólo grupo (Cyanophyta) durante los 18 meses de estudio. Aunque el estudio del fitoplancton en el embalse Los Laureles abarca un corto período de sólo cinco meses (periodo lluvioso 2015 a periodo seco 2016), ésta describe una dinámica diferente ya que se observa una esporádica sucesión de grupos algales e incluso de especies.

Roldán y Ramírez (2008) mencionan que las comunidades en los embalses son de composición más pobre que la de los lagos y cambian con mayor rapidez. Según Dumont, Green y Masundire (1994) el crecimiento de la comunidad del fitoplancton en los trópicos no está limitado por la luz o bajas temperaturas, sino a una baja disponibilidad de nutrientes y a la influencia de los cambios de flujos y pérdidas de volumen inducidas por el viento. Los cambios que ocurren en el embalse Los Laureles (disponibilidad de nutrientes y volumen) por la extracción de agua para su potabilización y distribución en la ciudad, podría explicar este

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

fenómeno de sucesión, ya que durante la época seca el nivel de agua del embalse baja drásticamente (más de 14 m de acuerdo a las mediciones realizadas durante esta investigación).

Con la finalidad de conocer los taxa comunes a los diferentes puntos y campañas de muestreo se utilizó un criterio de frecuencia de aparición de especie de al menos dos veces en cada punto de muestreo (Tabla 30).

Tabla 30. Taxa comunes del fitoplancton en los diferentes puntos y muestreos realizados en el embalse “Los Laureles” (nov. 2015 – marzo 2016)

Puntos de muestreo	Cortina				Centro				Cola			
Especies / Fechas de muestreo	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
Cyanophyta												
1. <i>Anabaena planctonicum</i>	--	x	x	x	--	x	--	x	--	x	--	x
Chlorophyta												
1. <i>Closterium acutum</i>	--	--	x	x	--	--	x	x	--	--	x	--
2. <i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	--	--	x	--	--	x	x	x	--	--	x	--
3. <i>Monoraphidium</i> sp.	--	--	x	x	--	--	x	x	--	--	x	x
4. <i>Oocystis</i> sp.	--	--	x	x	--	x	x	x	--	--	x	--
5. <i>Staurostrum iversenii</i>	x	--	x	--	x	x	x	--	x	x	--	--
Bacillariophyta												
1. <i>Aulacoseira granulata</i>	x	x	--	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2. <i>Nitzschia</i> sp.	x	--	--	x	--	x	x	x	x	x	x	--
Euglenophyta												
1. <i>Trachelomonas granulosa</i>	x	x	x	--	x	x	--	--	x	x	x	--

Entre las Cyanophyta se destaca *Anabaena* que en el 58% de los casos, este género está ligado a problemas de calidad, debido a su capacidad de producir diferentes tipos de toxinas tales como: microcistina, anatoxina y saxitoxina (Sivonen y Jones, 1999) las cuales pueden llegar a afectar la salud humana (principalmente el hígado y sinapsis nerviosas).

Cinco taxa dentro del grupo de las Chlorophyta registraron una fuerte frecuencia de aparición (>42% de los casos) y estudios indican que los géneros *Closterium* y *Dictyosphaerium* prefieren aguas de diferentes condiciones tróficas, desde mesotróficas a eutróficas (MAPAMA, 2017). Con base en los hallazgos de este estudio, la última situación resultó coincidente, pero no solamente los géneros antes mencionados son utilizados como bioindicadores del estado trófico, ya que según Reynolds (1984) muchos cuerpos de agua pequeños y altamente

enriquecidos se encuentran dominados por pequeñas algas verdes del Orden Chlorococcales, tales como: *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*, *Monoraphidium*, *Crucigenia*, *Tetraedron*, *Oocystis*, *Coelastrum* y *Pediastrum*.

En el grupo de las Bacillariophyta se destacan *Nitzschia* sp. y *Aulacoseira granulata*, las cuales registraron una alta frecuencia de aparición (67% y 92% de los casos respectivamente), donde la última especie crece formando colonias y es reportada como común de aguas eutróficas (MAPAMA, 2017).

Dentro de las Euglenophyta sobresale *Trachelomonas granulosa* (67% de los casos), la cual es frecuente en aguas ricas en materia orgánica y hierro. La concentración promedio de éste último en el embalse fue de 3,85 mg.l⁻¹.

3.1.2 Abundancia Numérica

La abundancia total del fitoplancton describió un comportamiento espacial y temporalmente variable (CV%= 74) registrándose tanto el menor como la mayor abundancia en el punto Centro (5 710 332 Ind.l⁻¹: marzo 2016 y 52 953 195 Ind.l⁻¹: nov. 2015 respectivamente, (Figura 25).

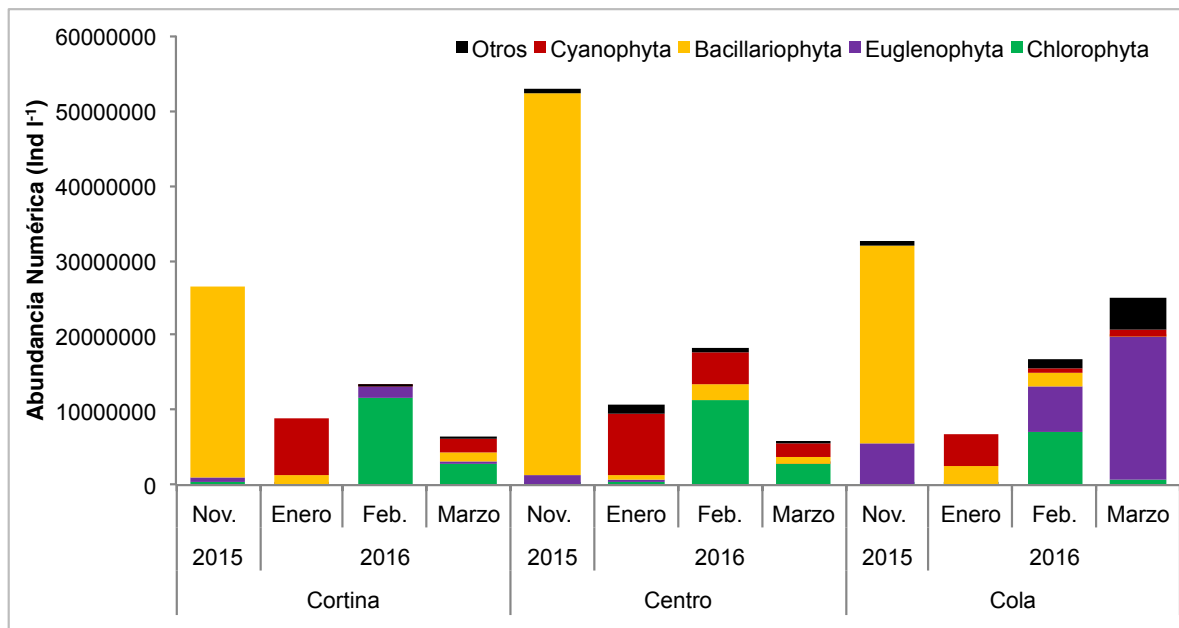


Figura 25. Contribución de los grupos del fitoplancton a la abundancia total en los diferentes puntos y épocas de muestreo en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016).

Durante las tres primeras campañas y puntos de muestreo, fue clara la dominancia de un grupo algal particular, así como de diferentes especies dentro de cada

grupo, para lo cual se aplicó el criterio de un aporte superior al 25% para cada taxa (Tabla 31).

Las Bacillariophyta dominaron en el primer muestreo (Nov. 2015: 82 – 96%), sobresaliendo *Aulacoseira granulata* con un aporte significativo (81 – 96%) a la abundancia total (Tabla 31). Su hábitat preferencial son los embalses, canales y charcos, su forma de vida tiene preferencia por sustratos arcillosos, sobre y alrededor de vegetación acuática sumergida y en la columna de agua (Oliva *et al.*, 2005). Una de las exigencias de esta especie es que prefiere aguas con pH ligeramente ácidos hacia alcalinos (6,3 y 9,0) y su aparición suele estar vinculada a cuerpos de agua eutróficos y su distribución geográfica es cosmopolita (Lowe, 1974; Håkansson, 1993; Yang y Dickman, 1993).

En el segundo muestreo (enero 2016), las Cyanophyta registraron dominancia (61 – 87%) en todo el embalse, destacándose en los diferentes puntos una especie con capacidad de fijar nitrógeno molecular, *Anabaena planctonicum* (Cola: 61%, Centro: 76% y Cortina: 86%). La concentración estimada de clorofila-*a* parece estar íntimamente vinculada con la actividad fotosintética de esta especie (Cuello, 2008), misma que fue alta en el embalse Los Laureles para el mes de enero (Figura 26). Los rangos de temperatura preferenciales varían entre 26 y 30 °C en función del pH y CO₂ (Morales *et al.*, 2002) y de 28 a 32 °C en relación a la concentración de nitrógeno e irradiación (Loreto *et al.*, 2003). La mayoría de cianobacterias requieren un pH entre 7 y 10, con un óptimo de entre 8 y 9 unidades de pH (Morales *et al.*, 2002), coincidiendo con los valores superficiales registrados en el embalse para el mes de enero (pH: 7,5 - 8,4) en los tres puntos de muestreo.

Para el tercer muestreo (febrero 2016) ocurre una nueva sucesión en la comunidad del fitoplancton, donde la división Chlorophyta dominó el escenario (43 – 86%). En los puntos Cortina y Centro sobresale *Dictyosphaerium tetrachotomum* con 48% y 39% respectivamente. Esta especie forma pequeñas colonias de 20 a 30 µm con dos a cuatro células y muy raramente de hasta 16. Prefieren aguas ligeramente ácidas de mesotróficas a eutróficas. Otra especie no perteneciente a

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

este grupo y en el punto Cola fue *Trachelomonas volvocina* (Euglenophyta) con un 31%. Las *Trachelomonas* son células loricadas de diversas formas y con flagelo emergente que les permite mayor movilidad y así poder migrar fácilmente a mejores campos lumínicos. Es frecuente sobre todo en aguas ricas de materia orgánica y hierro, precisamente su color café rojizo se debe a este metal, así como al manganeso. Las altas concentraciones promedio de hierro (3,85 mg.l⁻¹) y manganeso (1,21 mg.l⁻¹) en el embalse Los Laureles han favorecido las condiciones para que esta especie prospere.

Para el último muestreo (marzo 2016) no se observa una clara dominancia en los puntos Cortina y Centro. Sin embargo, sobresalen las divisiones Cyanophyta y Chlorophyta con las especies *Anabaena planctonicum* (32 y 29 %) y *Coelastrum reticulatum* (28 y 27 %) respectivamente. La especie *Coelastrum reticulatum* crece formando colonias y tiene un hábitat continental. Son capaces de vivir en aguas de diferentes calidades ecológicas. En el caso del punto Cola fue diferente, ya que la división Euglenophyta dominó en un 67% con *Trachelomonas* sp.

Tabla 31. Abundancia relativa total de las especies por división del fitoplancton en los diferentes puntos y muestreos realizados en el embalse “Los Laureles” (nov. 2015 – marzo 2016).

Puntos	Muestreo	División	Especie dominante
Cortina	I	Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i> (96 %)
	II	Cyanophyta	<i>Anabaena planctonicum</i> (86 %)
	III	Chlorophyta	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> (48 %)
	IV	Cyanophyta	<i>Anabaena planctonicum</i> (32 %)
		Chlorophyta	<i>Coelastrum reticulatum</i> (28 %)
Centro	I	Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i> (96 %)
	II	Cyanophyta	<i>Anabaena planctonicum</i> (76 %)
	III	Chlorophyta	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> (39 %)
	IV	Cyanophyta	<i>Anabaena planctonicum</i> (29 %)
		Chlorophyta	<i>Coelastrum reticulatum</i> (27 %)
Cola	I	Bacillariophyta	<i>Aulacoseira granulata</i> (81 %)
	II	Cyanophyta	<i>Anabaena planctonicum</i> (61 %)
	III	Euglenophyta	<i>Trachelomonas volvocina</i> (31 %)
	IV	Euglenophyta	<i>Trachelomonas</i> sp. (67 %)

Esta dominancia según algunos autores se debe a la naturaleza de los factores limitantes que puede variar espacial y temporalmente dentro del mismo cuerpo de agua (Phlips *et al.*, 1997). Lo que a su vez puede provocar dominancia en algunas

especies y disminución de otras poblaciones. El fósforo ha sido identificado como el principal factor limitante para la producción primaria en muchos lagos templados (Schindler, 1978; Vollenweider y Kerekes, 1980; Tilzer, 1990). En cambio el nitrógeno fue identificado como el principal factor limitante en muchos lagos tropicales (Toerien *et al.*, 1975; Henry *et al.*, 1985; Thornton, 1987; Rast *et al.*, 1989). La existencia de condiciones limitadas por el nitrógeno puede afectar tanto la estructura como la dinámica de las poblaciones de fitoplancton, incluyendo la promoción de taxa capaces de fijar nitrógeno. La alta abundancia de nitrógeno fijado por cianobacterias, como *Anabaena* y *Aphanizomenon*, pueden ser observadas en numerosos lagos alrededor del mundo (Reynolds y Walsby, 1975; Pearl, 1988). De acuerdo a los resultados de laboratorio el factor limitante del embalse Los Laureles es el nitrógeno.

En el punto Cortina, la abundancia del fitoplancton tuvo una correlación débil e inversa con la transparencia del agua ($r^2 = -0,378$), una correlación nula con el N total ($r^2 = -0,0237$) e igual con los ortofosfatos ($r^2 = -0,018$). Lo que quiere decir que en el punto Cortina las variables N total y ortofosfatos no explican la abundancia de fitoplancton, mientras que la transparencia del agua en este punto explica el 38% de la abundancia y el resto se debe a otras variables o factores.

Sin embargo en el punto Centro, la abundancia del fitoplancton tuvo una correlación significativa con la transparencia del agua ($r^2 = 0,695$), muy débil e inversa con el N total ($r^2 = -0,157$) y significativa con los ortofosfatos ($r^2 = 0,729$). A diferencia del punto Cortina, las variables, ortofosfatos y transparencia del agua explicaron en más de un 70% la abundancia del fitoplancton, en tanto con el N total este solo explicó el 16% de la abundancia.

Por último en el punto Cola, la abundancia del fitoplancton tuvo una correlación significativa e inversa con la transparencia del agua ($r^2 = -0,796$), y una correlación débil e inversa con el N total ($r^2 = -0,279$) y débil y directa con los ortofosfatos ($r^2 = 0,253$). Lo anterior indica que al igual que en el punto Cortina, la transparencia, explicó en un 80% la abundancia del fitoplancton, mientras que las otras variables su relación no fue tan vinculante.

3.1.3 Clorofila-a

La biomasa del fitoplancton estimada como clorofila-a registró un comportamiento altamente variable ($CV\% = 82$) con valores máximos y mínimos de concentración reportados en 2016 para el punto Cortina (enero: $93,8 \mu\text{g.l}^{-1}$ y $2,7 \mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente) (Figura 26). Este comportamiento no parece guardar relación con las fluctuaciones del nivel de las aguas del embalse (Figura 27).

Las pruebas de correlación entre clorofila-a contra transparencia, fluctuación del nivel del embalse, abundancia total de fitoplancton y abundancia de cada grupo (Chlorophyta, Bacillariophyta y Euglenophyta), dieron como resultado correlaciones débiles y muy débiles, negativas en el mayor de los casos. Sin embargo, en el caso de la correlación con el grupo de las Cyanophyta ésta fue fuerte y positiva de $r^2=0,692$, lo que confirma el conocimiento teórico de que este grupo no es muy exigente en cuanto a la cantidad de luz disponible en la columna de agua y por lo tanto, prosperan sin dificultad. Esta conclusión coincide con la escasa transparencia registrada en el embalse durante el periodo de estudio, así como con el aumento de la clorofila-a y dominancia de las Cyanophyta.

Es difícil precisar la tendencia u otras correlaciones debido a la falta de datos del tercer muestreo (febrero 2016) en el que no se tomaron datos de clorofila-a. También se observó que los valores de clorofila-a disminuyeron drásticamente en los tres puntos durante el mes de septiembre, en el cual la región se encuentra en la época lluviosa y se sospecha de un efecto de dilución producto del ingreso del agua de los tributarios, agua subterránea y la precipitación.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

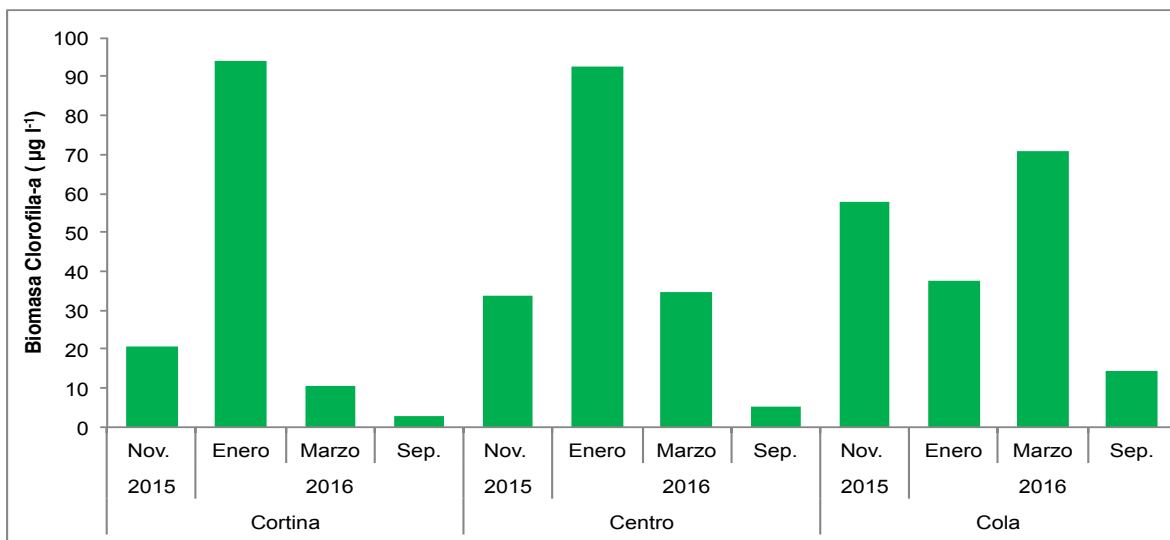


Figura 26. Biomasa clorofila-a en los diferentes puntos y épocas de muestreo en el embalse Los Laureles (Nov. 2015 – Sep. 2016).

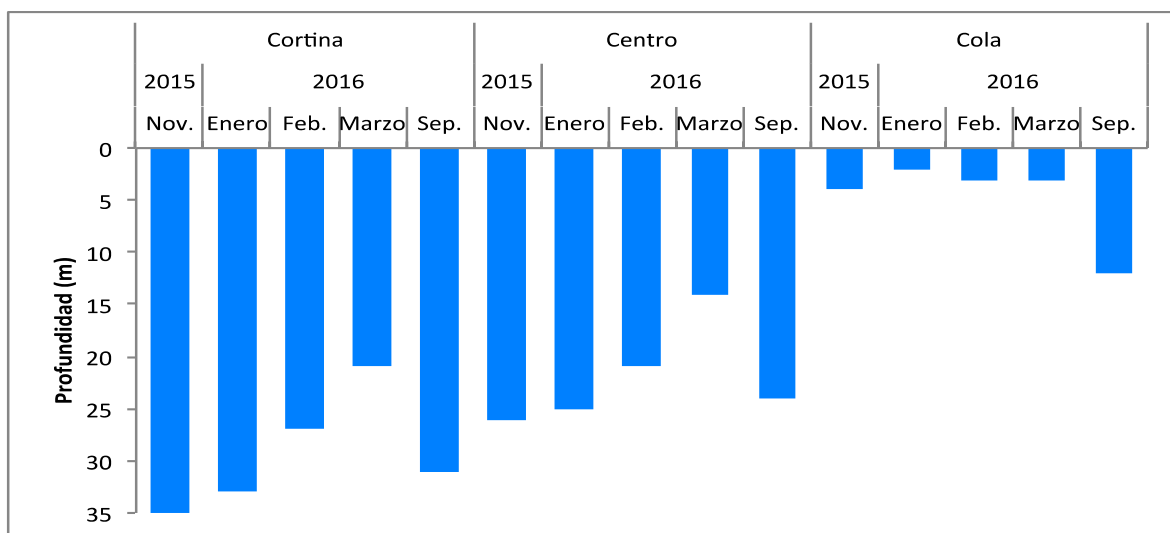


Figura 27. Profundidad total de los diferentes puntos y épocas de muestreo en el embalse Los Laureles (Nov. 2015 – Sep. 2016).

3.1.4 Índices de Diversidad, Equidad y Similitud

Para el cálculo de la diversidad ecológica alfa (α) se emplearon comparativamente varios índices para dar mayor robustez a los resultados: el índice de Shannon-Wiener (H'), el índice de Simpson (C) (Figuras 30 y 32), el índice de Margalef (D_{mg}), el índice de Menhinick (D_{Mn}) (Figuras 28 y 29), índices de equidad de Pielou (J') y índice de Berger-Parker (d) (Figuras 31 y 33). Además se utilizaron los índices de similitud de Jaccard, índice de similitud de Sørensen y Porcentaje de

similitud de comunidades. En las Tablas 72, 73 y 74 en los anexos se encuentran los resultados sobre los índices de riqueza, índices de equidad y los índices de dominancia para el embalse Los Laureles respectivamente.

3.1.4.1 Índices de Riqueza

Resultaron coincidentes los datos obtenidos tras la aplicación de los Índices de Margalef (D_{mg}) y Menhinick (D_{Mn}), los cuales categorizan al embalse Los Laureles como un sistema de baja biodiversidad. Los valores (Tabla 75 anexos del objetivo tres) en todos los puntos y campañas de muestreo, evidencian un escenario relacionado a las actividades humanas que ejercen presión sobre el embalse.

En el índice de Margalef los valores inferiores a 2,0 son considerados como zonas de baja biodiversidad (frecuentemente por efectos antrópicos) y valores superiores a 3,0 indican alta biodiversidad. Los valores ligeramente más altos se registraron en el tercer muestreo (febrero 2016), sugiriendo una mejora sutil en la riqueza de especies. Sin embargo, el resultado final para ambos índices no cambio.

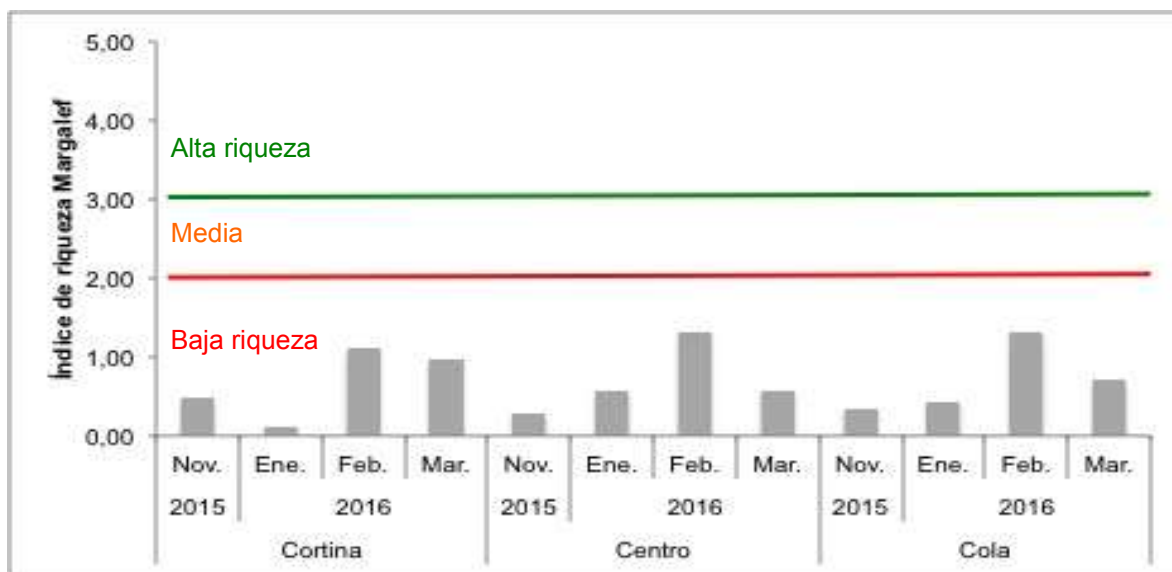


Figura 28. Índice de riqueza de Margalef para fitoplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

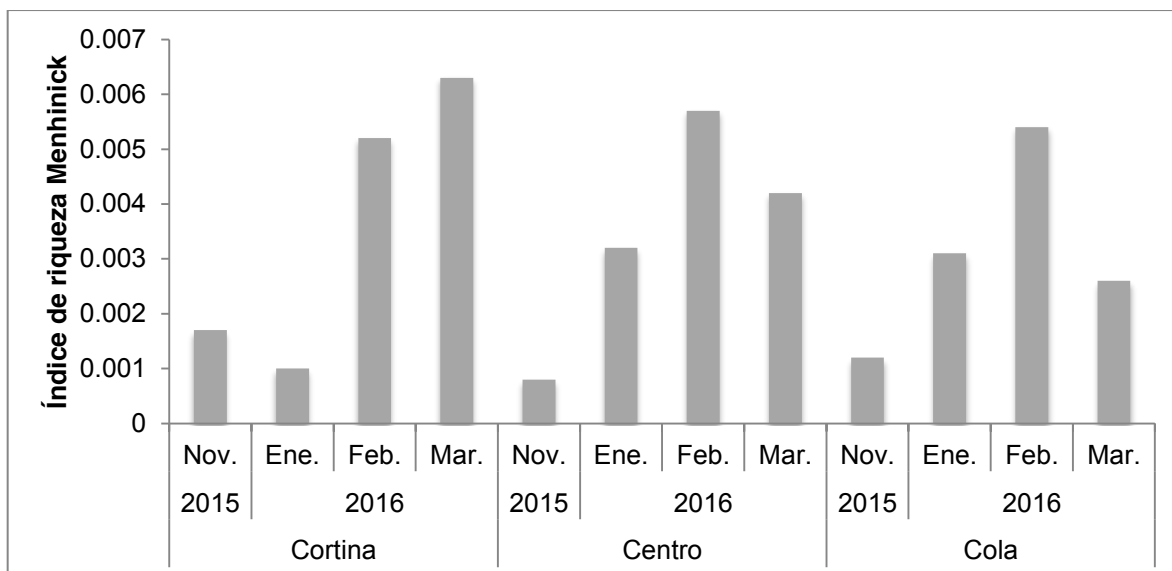


Figura 29. Índice de riqueza de Menhinick para fitoplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).

3.1.4.2 Índices de Equidad

Los resultados del índice de Shannon-Wiener (Tabla 76, ver anexos objetivo tres) indicaron una baja equitatividad para los tres puntos del primer (0,14 – 0,53) y segundo muestreo (0,43 – 0,84), escenario que coincidió con la dominancia de *Aulacoseira granulata* (83% – 98%) y *Anabaena planctonicum* (61% – 87%) respectivamente. Esta situación mejoró solamente en el tercer muestreo con una equidad media, al registrar valores mayores ($> 2,0$), exceptuando el punto Cortina. En el cuarto muestreo, la situación cambia dado que los indicadores disminuyen levemente (1,16 – 1,92) sugiriendo que el cuerpo de agua está siendo sometido a mayor estrés. Sin embargo en la Cortina el índice registra una leve mejora respecto al tercer muestreo, pero esto puede deberse a el índice de Shannon-Wiener subestima la diversidad específica si la muestra es pequeña (Figura 30).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

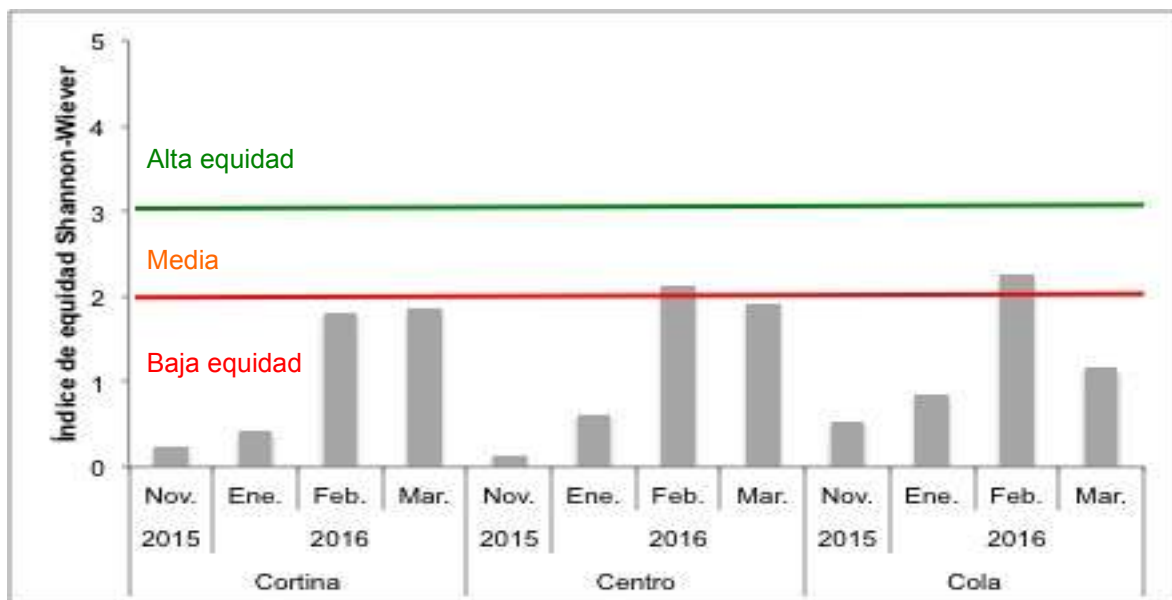


Figura 30. Índice de equidad de Shannon-Wiener para fitoplancton (Nov. 2015 – Sep. 2016).

Los hallazgos obtenidos a través del índice de Pielou, indican en general una baja equidad para el primer y segundo muestreo. Sin embargo, durante el tercer y cuarto muestreo este mejora a equidad media para los puntos Cortina y Centro, mientras en el punto Cola durante el tercer muestreo tuvo una alta equidad que durante el cuarto muestreo cayó drásticamente. Ambos índices coinciden 11 de las 12 mediciones hechas en sus alzas y bajas (Figura 31).

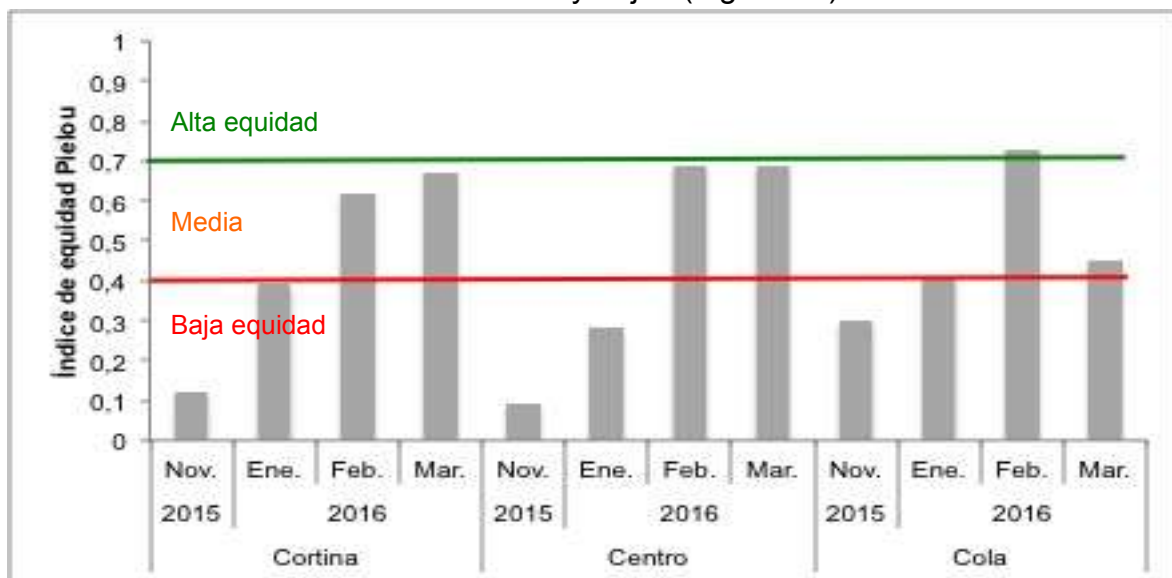


Figura 31. Índice de equidad de Pielou para fitoplancton (Nov. 2015 – Sep. 2016).

3.1.4.3 Índices de Dominancia

Según Simpson, los tres puntos del primer (0,05 – 0,29) y segundo muestreo (0,23 – 0,50) indican dominancia de una especie en particular, en este caso de *Aulacoseira granulata* (83% – 98%) y *Anabaena planctonicum* (61% – 87%) respectivamente (Tabla 77, ver anexos objetivos tres). En el tercer muestreo (febrero 2016) se observó en los tres puntos de muestreo una leve mejoría (0,72 – 0,84), indica una población más heterogénea especialmente en los puntos Centro y Cola, donde se reportó como abundante a *Dictyosphaerium tetrachotomun* para el punto Cortina (49%) y para el punto Centro (39%), mientras que en el punto Cola (33%) fue *Trachelomonas volvocina* (Figura 32).

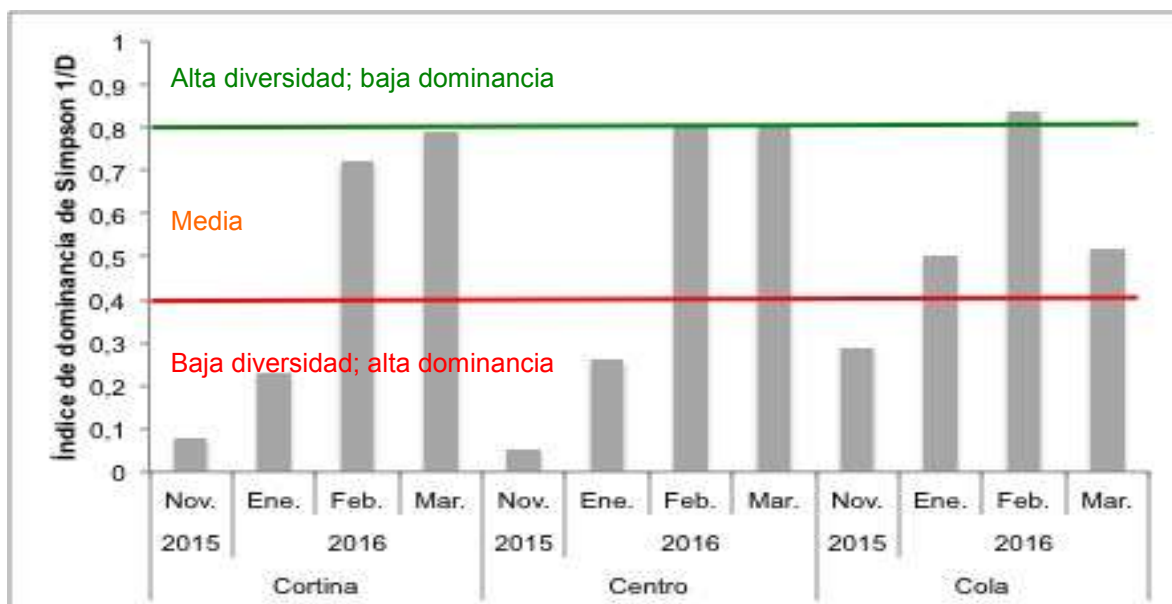


Figura 32. Índice de dominancia de Simpson (1/D), para fitoplancton (Nov. 2015 – Sep. 2016).

En el cuarto muestreo (marzo 2016) se observó una mejoría leve únicamente en los puntos Cortina (0,79) y Centro (0,80), contrario a lo registrado al punto Cola (0,52), donde la especie claramente dominante fue *Trachelomonas* sp (67%). Por tanto, la sucesión estuvo entre las Cyanophyta y las Chlorophyta para el caso de los puntos Cortina y Centro, mientras que en el punto Cola no hubo sucesión pues se mantuvo la división Euglenophyta.

En términos generales el índice Berger-Parker (Tabla 74) confirma que las siguientes especies de fitoplancton dominaron de manera espacial y temporal: *Aulacoseira granulata* para los puntos Cortina (96%), Centro (98%) y Cola (83%) durante el primer muestreo. En el segundo muestreo la especie dominante fue *Anabaena planctonicum* en los puntos Cortina (87%), Centro (86%) y Cola (61%). En el tercer muestreo la especie dominante fue *Dictyosphaerium tetrachotomum*, sin embargo, esta especie solamente dominó en el punto Cortina (49%) y Centro (39%), mientras que en el punto Cola fue *Trachelomonas volvocina* (33%). Por último en el cuarto muestreo, las especies mas abundantes fueron *Anabaena planctonicum* y *Coelastrum reticulatum* para el punto Cortina (32% - 28%) y Centro (29% - 27%), mientras que en el punto Cola fue *Trachelomonas* sp (67%) (Figura 33).

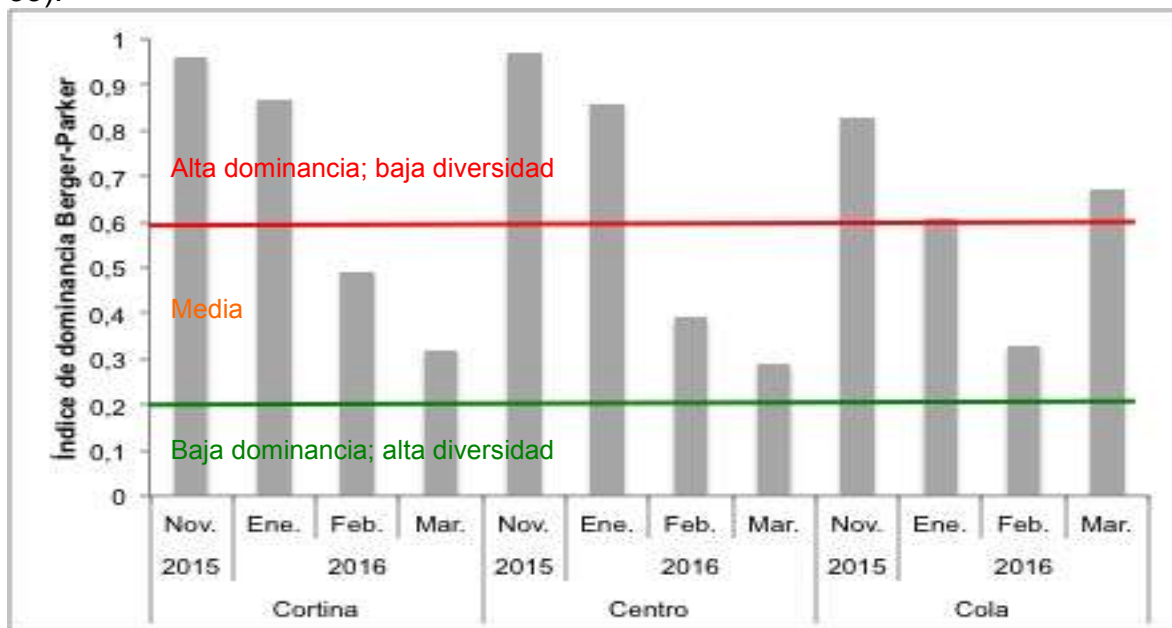


Figura 33. Índice de dominancia de Berger-Parker, para fitoplancton (Nov. 2015 – Sep. 2016).

3.1.4.4 Índices de Similitud

En el índice de Jaccard (Tabla 32) cuando se compara el sitio uno (1) o punto Cortina que es el sitio de referencia contra el sitio tres o Cola (3), se obtiene que sus valores de similitud variaron entre un 38% a un 67% de similitud. Mientras que cuando se compara el sitio uno (1) contra sitio dos o Centro (2) este varia entre 33 y 74%. Siendo más similar el sitio uno cuando se compara contra el sitio tres en

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

los tres primeros muestreos, situación que cambian en el cuarto muestreo, cuando el sitio dos es más similar al sitio uno. Esto se explica a que el punto Cola en el último muestreo presenta una dominancia de la división Euglenophyta a diferencia del punto Cortina y Centro que dominan las divisiones Chlorophyta y Cyanophyta.

Tabla 32. Índices de similitud de Jaccard, PSC y Sørensen para Fitoplancton.

Muestreo	Jaccard (S1 vs S2)	Jaccard (S1 vs S3)	PSC (S1 vs S2)	PSC (S1 vs S3)	Sørensen (S1 vs S2)	Sørensen (S1 vs S3)
Nov. 2015	56	67	99	99	71	80
Ene. 2016	33	38	85	98	50	55
Feb. 2016	33	52	69	81	50	70
Mar. 2016	74	53	83	96	85	69

Claves: S1 (punto Cortina)

S2 (punto Centro)

S3 (punto Cola)

En los resultados del Índice de Similitud de Comunidades (PSC) se observó que los resultados de la similitud entre el sitio uno (1) contra el sitio dos (2), varió entre 69% y 99%, por lo que se le considera como dos sitios muy similares. Sin embargo para el pareo sitio uno (1) versus sitio tres (3), dio como resultado una similitud que varió entre 81% y 99%, también un valor alto. En consecuencia se dice que el sitio tres es más similar al sitio uno en todas las épocas de muestreo, coincidiendo con Jaccard.

Lo que se puede observar con los resultados del índice de Sørensen es el mismo fenómeno que en el índice de Jaccard, cuando se compara al sitio uno (1) contra el sitio tres (3) se encuentra mayores similitudes que el sitio dos (2) y esto se repite en las tres primeras fechas de muestreo. Sin embargo, para el cuarto muestreo cuando se compara el sitio uno (1) contra el sitio dos (2) estos son mas similares que el para sitio uno (1) contra sitio tres (3).

3.2 Zooplancton

3.2.1 Estructura Comunitaria

La comunidad del zooplancton del embalse Los Laureles (Tabla 71; en los anexos del objetivo tres) estuvo integrado por 27 taxa (18 taxa: rotíferos, 5 taxa: cladóceros y 4 taxa: copépodos) donde el aporte relativo de los diferentes grupos

a la riqueza de especies evidencia una alta presencia de rotíferos (67%) (Figura 34).

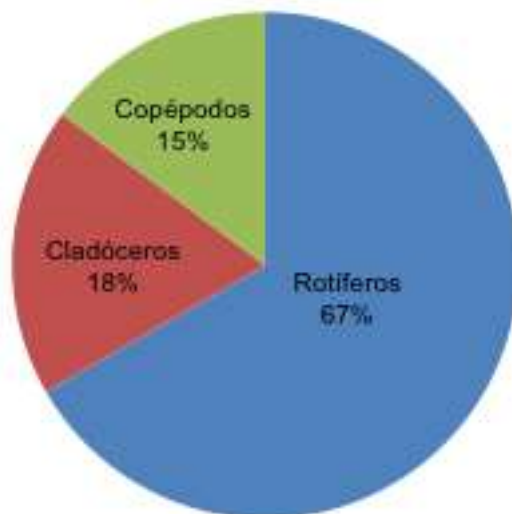


Figura 34. Contribución relativa de los grupos del zooplancton a la riqueza de especies en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016)

Generalmente en los ecosistemas acuáticos, los rotíferos constituyen más del 30% de la riqueza de especies y su alta representación obedece a su acelerada tasa de reproducción y habilidad para ocupar rápidamente los nichos vacantes (Gannon *et al.*, 1978, Nogrady *et al.*, 1983). Dentro de sus contribuciones ecológicas se mencionan, la capacidad eficiente como recicladores de la materia orgánica, respuesta rápida a cambios ambientales tales como: cambios bruscos de salinidad, pH, temperatura e incluso algunas especies toleran bajas concentraciones de oxígeno (Paggi, 2003). Otra característica que los hace especial, es que en condiciones desfavorables dan lugar a huevos de resistencia que pueden eclosionar cuando las condiciones del medio mejoran (José de Paggi, 2003).

Dentro del Orden Cladóceras se reportaron cinco taxa. Este grupo tiene una reproducción mayoritariamente partenogenética, el cual da lugar a hembras que producen huevos de resistencia los cuales al igual que los rotíferos, eclosionan cuando las condiciones son favorables (Ramírez, 1981). Debido a esta condición de latencia, es común su ausencia temporal y espacial, la cual es circunstancial. Sin embargo, puede darnos una pista de si las condiciones de la calidad del agua

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

empeoran o mejoran en el embalse Los Laureles, contrario a los rotíferos que tienen mejores mecanismos de adaptación a las condiciones cambiantes.

A diferencia de los rotíferos y cladóceros, el Orden Copépoda registró cuatro especies. Este grupo se reproduce sexualmente, donde la hembra produce un aproximado de 50 huevos que eclosionan como larvas (nauplios), las cuales para completar su ciclo y convertirse en un ejemplar adulto, requieren de muchas mudas que pueden tardar hasta un año. Es probable que la baja cantidad de ejemplares adultos encontrados en el embalse Los Laureles sea explicado a su lento ciclo fenológico comparado con los otros grupos.

Los cambios de diferentes especies dominantes en el embalse Los Laureles pudo estar influenciado por el nivel de tolerancia y valores óptimos de ciertas variables ambientales como precipitación, sequía, cambios de volumen en el almacenamiento del embalse, los cuales pueden influir en la dinámica de la población de las especies de rotíferos, cladóceros y copépodos. Según algunos estudios ésta tolerancia y valores pueden variar según su distribución geográfica (Ahlstrom, 1933; Edmonton, 1944; Green, 1960; Hutchinson, 1967).

Muchas áreas tropicales tienen bien definida las épocas del año (seca y lluviosa), sin embargo, otras muestran grandes variaciones año con año que repercuten en la secuencia temporal del plancton (Dumont, Green y Masundire, 1994). La zona geográfica donde se localiza el embalse Los Laureles ha sido influenciada principalmente por el fenómeno de El Niño, años de baja precipitación (2001 y 2002) y años muy lluviosos como 2010 donde la precipitación duplicó el promedio registrado de los años 2001 – 2016. A pesar de la disponibilidad existente de esta información, se carece de estudios previos sobre la comunidad del zooplancton, lo cual limita un análisis a mayor detalle.

En ambas épocas del año, el embalse registró temperaturas máximas (época seca: 27,5 °C - época lluviosa: 23 °C) que parecen permitir al zooplancton una depredación sostenida a lo largo del año, situación contraria a lo que sucede durante el invierno en las zonas templadas. Estas altas temperaturas inducen a un alto metabolismo y por tanto, menos energía queda disponible para crecer y

reproducirse, razón por la cual, el zooplancton de las zonas tropicales tiende a ser más pequeño que de las zonas templadas (Dumont, Green y Masundire, 1994).

El total de taxa identificados por punto y campañas de muestreo, así como el aporte de los grupos del zooplancton a la riqueza de especies fue variable ($CV\% = 24 - 45$), registrándose el menor y mayor número de taxa en noviembre 2015 y enero 2016 (punto Centro: 6 taxa y 17 taxa) respectivamente. (Figura 35).

Es notable que durante todo el período de estudio, los rotíferos registraron la mayor riqueza de especies en los diferentes puntos y muestreos realizados (50% - 80%) en comparación con los demás grupos (cladóceros: 10% - 40% ; copépodos: 7% - 33%). La utilización del zooplancton como indicadores de la calidad del agua en los sistemas acuáticos resulta ventajoso, por lo que muchas especies de zooplancton han sido utilizadas para determinar cambios en el estado trófico (Fuller *et al.*, 1977; Sprules, 1977; Mäemets, 1983; Radwan y Popiolek, 1989; Ejsmont-Karabin, 1995; Duggan *et al.*, 2002). Por ejemplo, sus cambios poblacionales pueden ser en respuesta a cambios hidrológicos y perturbaciones químicas, físicas y biológicas aunque los efectos adversos dependerán de la interacción y tiempo de exposición (Astiz y Alvarez 1998; Papadakis 2003; Chang *et al.* 2008; Onyema 2009; Seuront 2010).

Las ventajas que tiene el uso del zooplancton para caracterizar la calidad del agua son varios. Entre ellos tenemos que son organismos que discriminan sus respuestas al medio ambiente en el tiempo (físico, químico y biológico). También tienen un papel importante en el ciclo de nutrientes y la transferencia de energía (García, 2015). Otra ventaja importante es que la mayoría de especies de zooplancton tienen amplias distribuciones geográficas (Carter *et al.*, 1980; Hurin *et al.*, 2000), por lo que las diferencias que se puedan dar entre sistemas acuáticos y en la comunidad generalmente no provienen de la limitación a la dispersión (Whitman *et al.*, 2004). Por lo tanto, si se observan variaciones en la composición de especies en una región con respecto a otra, esta generalmente se debe a características ambientales como aquellas que afectan o producen cambios en el estado trófico (Mäemets, 1983; Radwan y Popiolek, 1989; Ejsmont-Karabin, 1995;

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Duggan *et al.*, 2002).

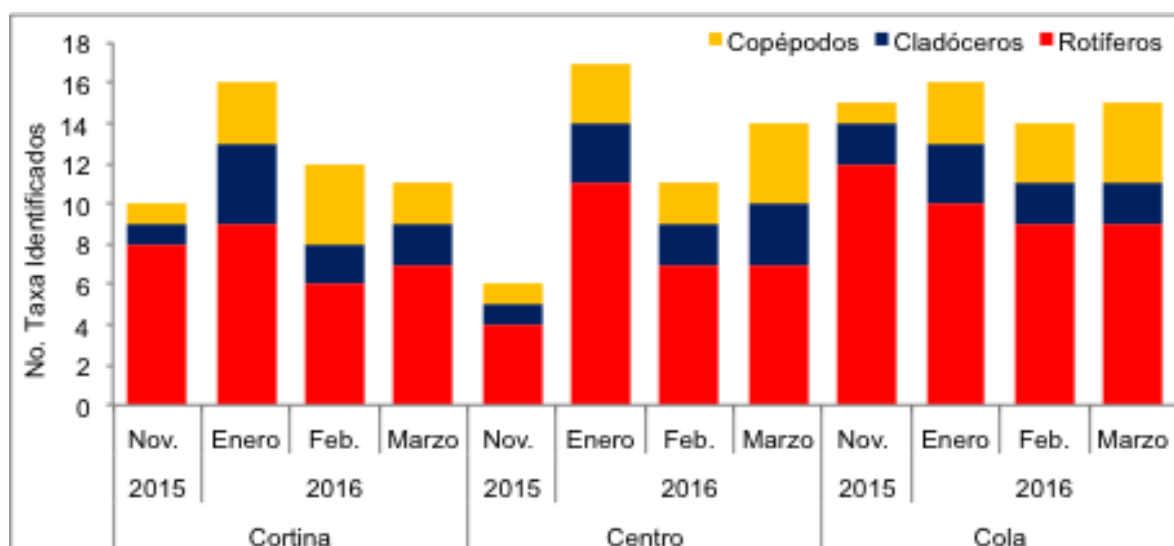


Figura 35. Aporte de los grupos del zooplancton a la riqueza de especies en cada uno de los puntos y época de muestreo en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016)

Con la finalidad de conocer los taxa comunes a los diferentes puntos y campañas de muestreo se utilizó un criterio de frecuencia de aparición de cada taxa de al menos dos veces por cada punto de muestreo (Tabla 33).

Tabla 33. Taxa comunes del zooplancton en los diferentes puntos y muestreos realizados en el embalse “Los Laureles” (Nov. 2015 hasta Marzo 2016).

Puntos de muestreo	Cortina				Centro				Cola			
Especies / Fechas de muestreo	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
Rotífera												
1. <i>Anuraeopsis</i> sp.	--	x	x	x	--	x	x	x	--	x	x	--
2. <i>Brachionus angularis</i>	--	x	x	x	--	x	x	x	x	x	x	x
3. <i>Brachionus havanaensis</i>	x	x	--	x	x	x	x	x	x	x	x	x
4. <i>Keratella cochlearis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
5. <i>Keratella tropica</i>	x	--	--	x	--	--	x	x	x	x	x	x
6. <i>Polyarthra</i> sp.	x	x	x	x	--	x	x	--	x	x	x	x
7. <i>Ptygura</i> sp.	x	--	--	--	x	x	x	--	x	x	x	--
Cladocera												
1. <i>Bosmina longirostris</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2. <i>Daphnia curvirostris</i>	--	x	x	x	--	x	x	x	--	--	--	--
3. <i>Moina micrura</i>	--	x	--	--	--	x	--	x	x	x	--	x
Copepoda												
1. <i>Arctodiaptomus dorsalis</i>	x	x	x	--	--	x	--	x	--	x	x	x
2. <i>Mesocyclops longisetus</i>	--	x	x	x	--	x	x	x	--	x	x	x
3. <i>Thermocyclops inversus</i>	--	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

3.2.2 Abundancia Numérica

La abundancia total del zooplancton describió un comportamiento espacial y temporalmente variable ($CV\% = 132\%$) registrándose tanto el menor como la mayor abundancia en el punto Cola ($114\,021\text{ Ind m}^{-3}$: enero 2016 y $3\,014\,452\text{ Ind m}^{-3}$: nov. 2015 respectivamente) (Figura 36).

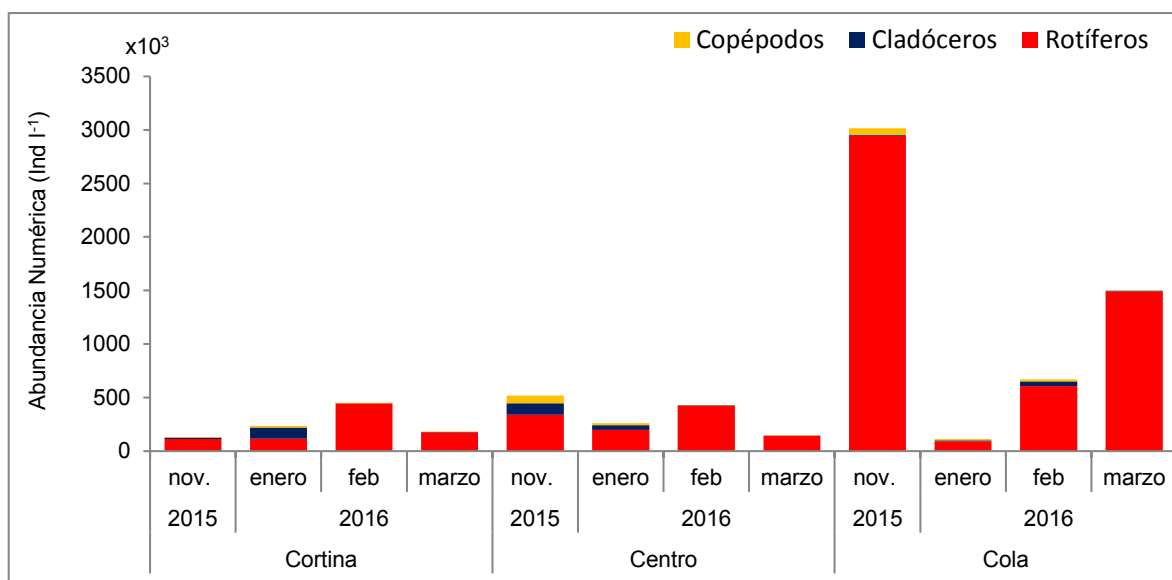


Figura 36. Contribución de los grupos del zooplancton a la abundancia total en los diferentes puntos y épocas de muestreo en el embalse Los Laureles (nov. 2015 – marzo 2016).

Durante todo el período de estudio fue clara la dominancia de los rotíferos (44% - 99%) sobre los demás grupos (cladóceros: 0,3% - 44% y copépodos: 0,4% - 14%). A excepción del segundo muestreo en el punto Cortina, donde los cladóceros tuvieron un alza poblacional importante que casi iguala a la de los rotíferos. Este fenómeno se replicó en los puntos Centro y Cola aunque con menor intensidad. Los copépodos no tuvieron variaciones importantes y su población se mantuvo baja durante todo el período de estudio, coincidiendo con la menor riqueza de especies. En la Tabla 34 se presentan los valores de abundancia relativa total de las especies dominantes pertenecientes a los diferentes grupos del zooplancton, para lo cual se utilizó un criterio de un aporte superior al 25% para cada taxa.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 34. Abundancia relativa total de especies de los diferentes grupos del zooplancton en los puntos Cortina, Centro y Cola durante los cuatro muestreos realizados en Noviembre 2015 (I), enero (II), febrero (III) y marzo de 2016 (IV) en el embalse “Los Laureles”.

Orden	Puntos	Muestreo	Especie dominante
Rotifera	Cortina	I	<i>Keratella cochlearis</i> (57 %)
		II	<i>Anuraeopsis</i> sp (66 %)
		III	<i>Brachionus angularis</i> (75 %)
		IV	<i>Keratella cochlearis</i> (64 %)
	Centro	I	<i>Keratella cochlearis</i> (51 %)
		II	<i>Anuraeopsis</i> sp (78 %)
		III	<i>Brachionus angularis</i> (43 %)
		IV	<i>Keratella cochlearis</i> (59 %)
	Cola	I	<i>Keratella cochlearis</i> (29 %)
		II	<i>Brachionus havanaensis</i> (26 %)
		III	<i>Polyarthra</i> sp (32 %)
		IV	<i>Keratella cochlearis</i> (57 %)
Cladocera	Cortina	I	<i>Bosmina longirostris</i> (100 %)
		II	<i>Daphnia curvirostris</i> (89 %)
		III	<i>Bosmina longirostris</i> (52 %)
		IV	<i>Bosmina longirostris</i> (81 %)
	Centro	I	<i>Bosmina longirostris</i> (100 %)
		II	<i>Daphnia curvirostris</i> (75 %)
		III	<i>Bosmina longirostris</i> (83 %)
		IV	<i>Bosmina longirostris</i> (65 %)
	Cola	I	<i>Moina micrura</i> (67 %)
		II	<i>Bosmina longirostris</i> (89 %)
		III	<i>Bosmina longirostris</i> (99 %)
		IV	<i>Bosmina longirostris</i> (99 %)
Copepoda	Cortina	I	<i>Arctodiaptomus dorsalis</i> (100 %)
		II	<i>Thermocyclops inversus</i> (61 %)
		III	<i>Thermocyclops inversus</i> (38 %)
		IV	<i>Mesocyclops longisetus</i> (57 %)
	Centro	I	<i>Thermocyclops inversus</i> (100 %)
		II	<i>Thermocyclops inversus</i> (71 %)
		III	<i>Mesocyclops longisetus</i> (60 %)
		IV	<i>Thermocyclops inversus</i> (68 %)
	Cola	I	<i>Thermocyclops inversus</i> (100 %)
		II	<i>Arctodiaptomus dorsalis</i> (57 %)
		III	<i>Mesocyclops longisetus</i> (49 %)
		IV	<i>Thermocyclops inversus</i> (42 %)

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Ante pequeños cambios ecológicos los rotíferos son capaces de aclimatarse o modificar su posición en la columna de agua, ya que parecen no afectar su población. Aunque otros cambios como disminución del nivel del agua o sequía pueden afectar su presencia en el ecosistema (Varghese, 2006). El estado trófico y la presencia de rotíferos en un ecosistema están muy relacionados (Nogrady, 1988; Kaushik y Saksena, 1995). Esto coincide con las condiciones actuales del embalse Los Laureles donde su estatus trófico es de eutrofía, lo que ha dado lugar a su dominancia.

Dentro del Orden Cladóceras, se destaca *Bosmina longirostris*, cuya presencia dentro del embalse se mantuvo durante todas las campañas y puntos de muestreo, aunque en algunas fechas su población se redujo de manera drástica. Esta especie es a menudo encontrada cerca de la superficie del agua, donde la concentración de algas como recurso alimenticio, es mayor (Miller, 2000). Esto a su vez está ligado a la tasa de reproducción ya que depende en gran medida de la cantidad de alimento disponible (Hanazato y Yasuno 1987; Little *et al.*, 1997). El embalse Los Laureles es un cuerpo de agua con un metabolismo alto y no reúne las condiciones de iluminación para que esta especie siempre esté presente.

El género *Daphnia*, al igual que *Bosmina*, se alimenta por filtración de pequeñas partículas suspendidas como algas y no son selectivas al filtrar. Sin embargo, su alimento preferido son las algas verdes como *Scenedesmus* sp y *Chlamydomonas* sp, también incluye a las verde-azules y flagelados siempre cuando su tamaño no exceda los 50 μm (Peters y Bernardi, 1987). Las taxa de fitoplancton antes mencionado se reportan en el embalse, sin embargo, esta especie no siempre estuvo presente, debido a que es más sensible a cambios en las condiciones de calidad del agua, por ejemplo en el punto Cola, no se registró presencia de esta especie, esto corresponde a una calidad físico-química del agua inferior o de peor calidad a la de los puntos Cortina y Centro.

Dentro de los copépodos sobresale *Arctodiaptomus dorsalis*, el cual fue dominante en el embalse tanto en el punto Cortina (muestreo I) como en el punto Cola (muestreo II). Esta especie se ha reportado desde el sur de Estados Unidos,

pasando por México y América Central hasta el norte de Suramérica (Suárez-Morales *et al.*, 2005). Su biología ha sido bien estudiada, donde a menudo es dominante en el plancton de estanques, embalses y lagos eutróficos (Bruno *et al.*, 2005). También se ha reportado como dominante en lagos guatemaltecos moderadamente productivos (Deevey *et al.*, 1980). Al igual que otras de su género, es selectivo respecto a su alimentación, prefiere alimentarse de diatomeas, así como de Cyanophyta y Chlorophyta (Cisneros *et al.*, 1991; Ahlgren *et al.*, 2000).

Thermocyclops inversus dominó la mayor parte de las campañas de muestreo en los tres puntos del embalse, esto puede deberse a una mayor producción y eclosión de sus huevos, y un éxito mayor de sus larvas para pasar de sus estadíos juveniles a la etapa adulta. Lo anterior se corrobora con la cantidad de copepoditos cyclopoida contra los copepoditos calanoida, estos últimos fueron mucho menos que los primeros, incluso en algunas campañas no se encontraron estadíos juveniles de calanoida. Los géneros de cyclopoida especialmente *Thermocyclops* y *Mesocyclops* son comúnmente encontrados juntos y en altas densidades en reservorios tropicales (Marsumura-Tundisi y Tundisi, 1976).

También se registraron estadíos de larvas (nauplios) y juveniles de cyclopoida, en todos los meses de este estudio. Se observó sobre todo un alta cantidad numérica de nauplios, especialmente durante el primer muestreo, en el punto Cola. La tendencia fue a la baja en las subsecuentes campañas de muestreo, con una pequeña alza en el tercer muestreo en el punto Cola (Figura 37).

Por su parte los copepoditos de calonoida tuvieron una abundancia numérica inferior comparada con los copepoditos cyclopoida (Figura 38), la relación entre ambos copepoditos en el primer muestreo, en el punto Cortina fue de 5:1, mientras en el punto Centro fue de 14:1 y en el punto Cola fue de 42:1 a favor de los de cyclopoida. Mientras la relación en el segundo muestreo, en el punto Cortina fue de 349:1, en el punto Centro fue de 77:1 y en el punto Cola fue de 21:1 a favor siempre de cyclopoida. La relación en el tercer muestreo, en el punto Cortina fue exclusiva de cyclopoida pues no se registró presencia de copepoditos calanoida

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

en este punto, mientras en el punto Centro fue de 415:1 y en el punto Cola de 288:1 a favor de los cyclopoida. En el cuarto muestreo, en el punto Cortina fue exclusiva de cyclopoida pues no se registró presencia de copepoditos calanoida en este punto, por su parte el punto Centro fue una relación de 3930:1 y en el punto Cola fue de 14:1 siempre a favor de cyclopoida.

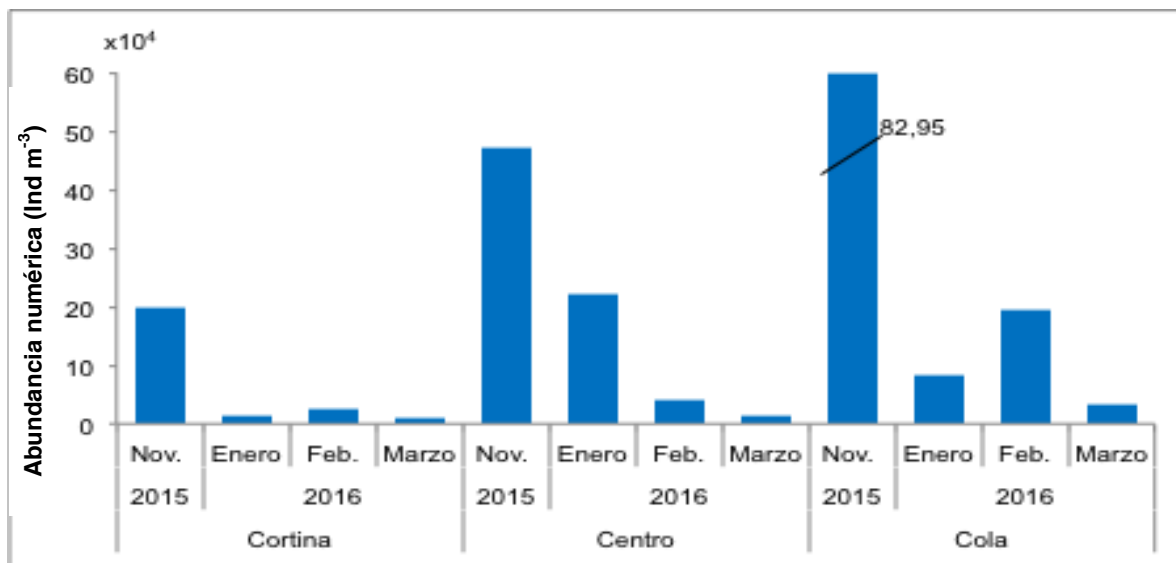


Figura 37. Abundancia numérica de nauplios (nov. 2015 – marzo 2016).

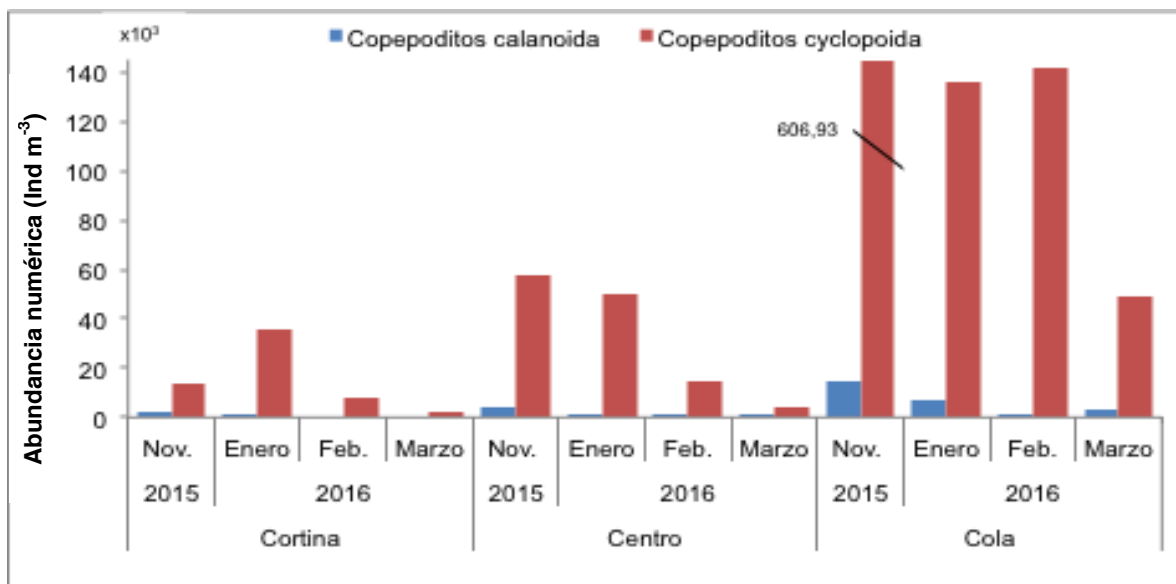


Figura 38. Abundancia numérica de copepoditos calanoida y copepoditos cyclopoida (nov. 2015 – marzo 2016).

3.2.3 Índices de Diversidad, Equidad y Similitud

Se utilizaron los índices de diversidad ecológica alfa (α) con el propósito de comparar varios índices (riqueza, equidad, dominancia y similitud) y dar mayor robustez a los resultados obtenidos, los resultados se exponen en las Tablas 75, 76 y 77 respectivamente de los anexos del objetivo tres.

3.2.3.1 Índices de Riqueza

Los valores de riqueza obtenidos en el embalse Los Laureles (Figuras 39 y 40) indican un sistema de baja riqueza, frecuentemente atribuido a efectos antrópicos.

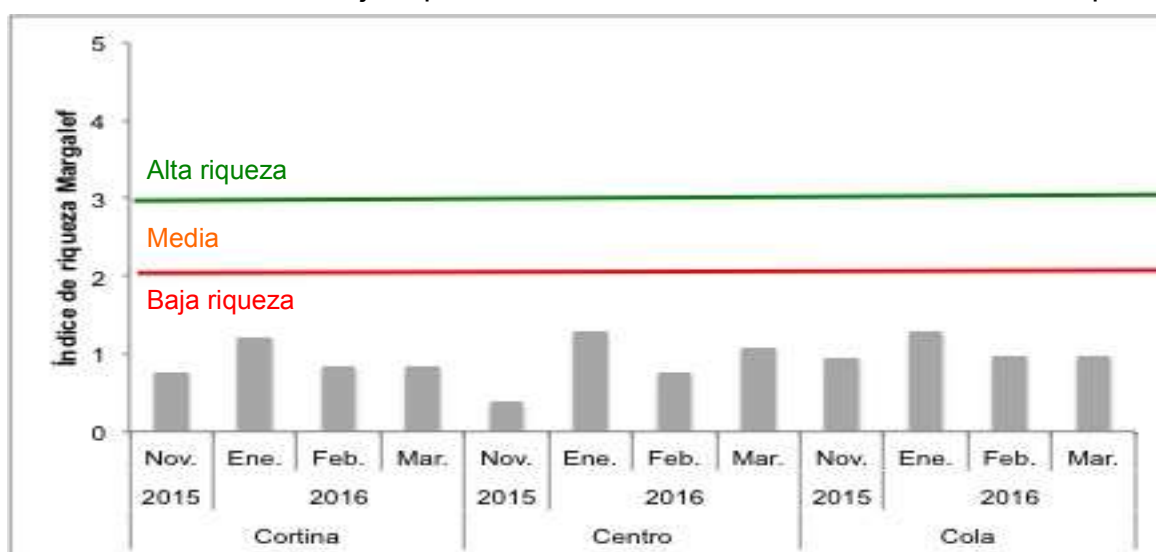


Figura 39. Índice de Riqueza de Margalef para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).

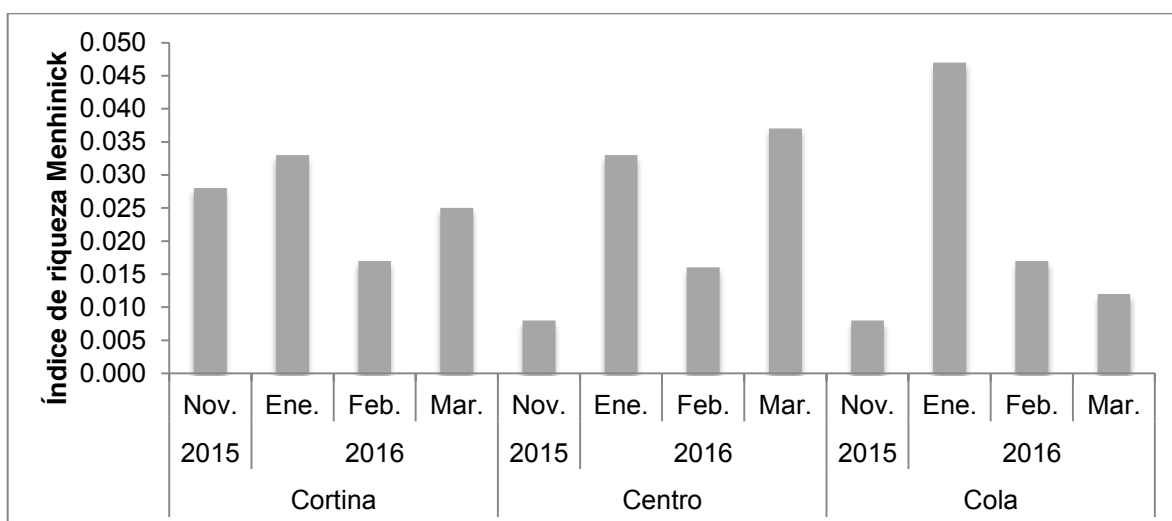


Figura 40. Índice de Riqueza de Menhinick para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).

3.2.3.2 Índices de Equidad

En general la tendencia de los resultados del índice de Pielou (Figura 41) indican una equidad media y baja, con ciertos episodios de equidad alta para el punto Centro y Cola, mientras el índice de Shannon-Wiener (Figura 42) constrata con el índice de Pielou que indica una equidad baja para los tres puntos y cuatro fechas de muestreo muestreo. En el punto Cola, durante el segundo muestreo la equidad fue alta con Pielou y coincidió parcialmente con Shannon que dio como resultado una equidad media. Esto se debe a una representación relativamente equilibrada de varias especies, sin embargo, estas especies fueron representativas mayormente del grupo rotífero, lo anterior demuestra que ambos índices son insensibles cuando se trata de equidad entre especies de diferentes grupos y no fueron capaces de demostrar si el cuerpo de agua tiene equidad entre grupos.

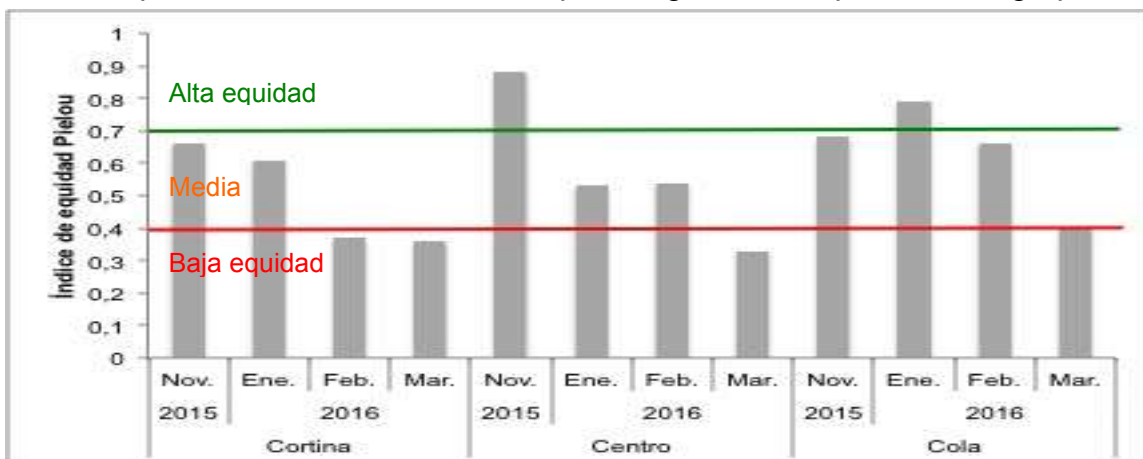


Figura 41. Índice de Equidad de Pielou para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).

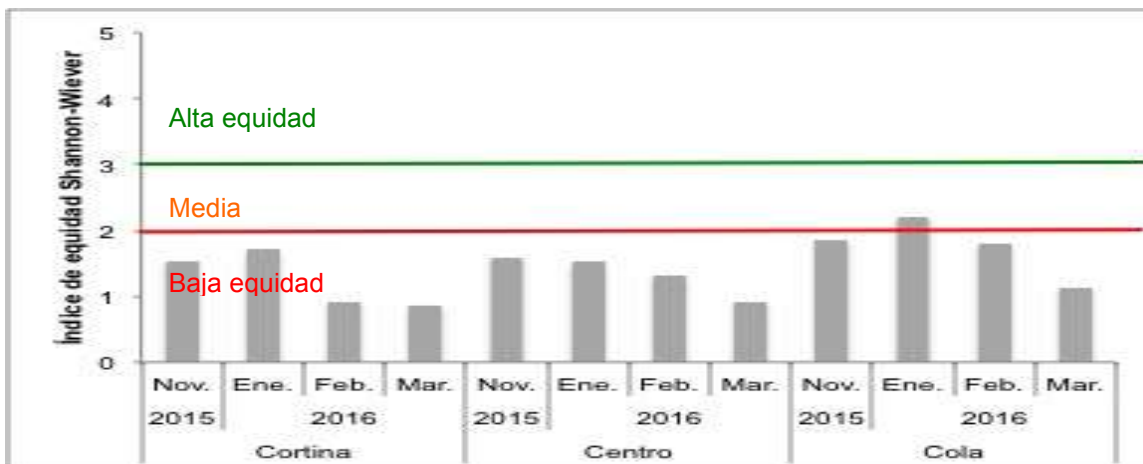


Figura 42. Índice de Equidad de Shannon-Wiener para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).

3.2.3.3 Índices de Dominancia

Por razones que faciliten la interpretación se utilizó el inverso de Simpson (Figura 43) para lograr que el índice aumente con la diversidad, es decir, que entre más cercano a cero, peor será la calidad del sistema y cuanto más cercano a uno (1), indicará mejoría. En el punto Cortina, para noviembre el índice muestra una especie dominante, en este caso de *Keratella cochlearis* (50%). Este mismo fenómeno se observa para los puntos Centro con dominancia de la misma especie (33,5%) y Cola con dominancia de 28,8% de *Keratella cochlearis*.

En enero 2016 se observa una mejoría en los resultados del índice para los puntos Cortina y Cola, y un empeoramiento en el Centro. Las especies dominantes fueron *Daphnia curvirostris* (39,5%) junto con la *Anuraeopsis* sp. que dominó con 32,5% para la cortina, mientras en el centro dominó con un 59,3% la especie *Anuraeopsis* sp. y en el caso de la cola dominaron cuatro especies, la cuales son: *Brachionus havanaensis* (20,9%), *Anuraeopsis* sp. (17,1%), *Keratella cochlearis* (15,9%) y *Polyarthra* sp. (14,7%).

En febrero 2016 se observa un leve empeoramiento para los puntos Cortina y Cola, mientras que el Centro reporta una mejoría. La especie dominante en este caso fue *Brachionus angularis* para el punto Cortina (73,6%) y las especies dominantes para el punto Centro fueron *Brachionus angularis* (42,1%) y *Polyarthra* sp. (29,5%) mientras que las especies dominantes en el punto Cola fueron *Polyarthra* sp. (28,6%), *Keratella cochlearis* (27,5%) y *Brachionus angularis* (20%).

En marzo 2016 se observa un comportamiento mixto, en el caso del punto Cortina hay una mejoría levemente significativa, mientras que en el Centro y Cola se obtuvo un empeoramiento. La especie dominante en este muestreo fue nuevamente *Keratella cochlearis* para los puntos Cortina (62%), Centro (58%) y Cola (57%). Sin embargo ambos índices coinciden que el punto Cola es más diverso que el punto Cortina y Centro.

Considerando las características de cada grupo o especie, es necesario destacar una posible relación entre la composición del zooplancton y el grado de eutrofización. Aunque el zooplancton tiene una respuesta más tardía a los

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

cambios de eutrofia comparado con el fitoplancton. Aún así, se puede asumir que una mayor concentración de nutrientes y una mayor producción primaria pueden suponer un aumento de la abundancia de zooplancton, pero también una disminución de la riqueza, una baja equidad entre especies, y como resultado final una menor diversidad.

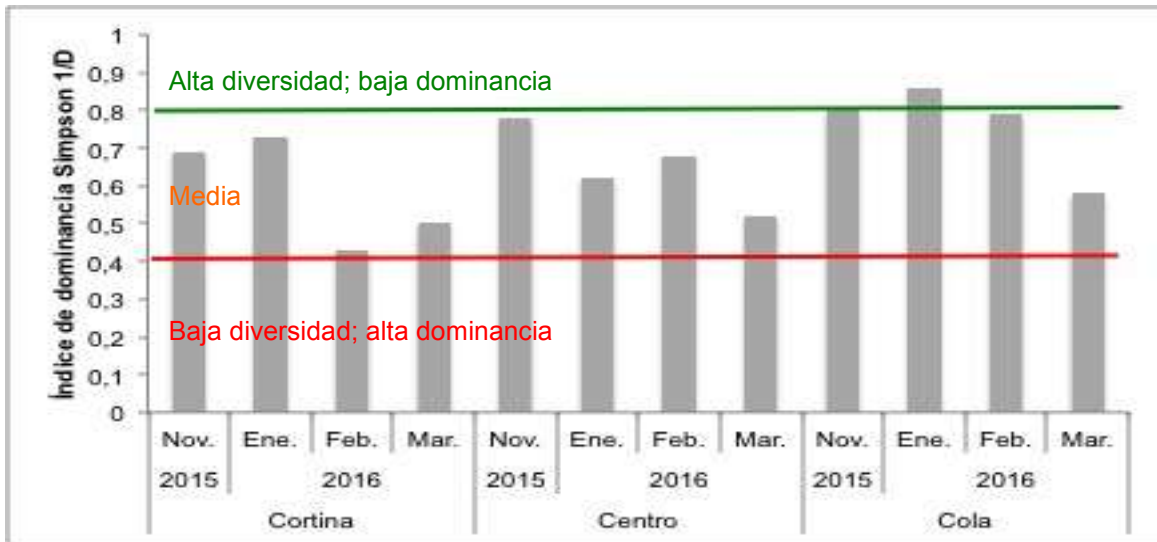


Figura 43. Índice de Dominancia de Simpson (1/D) para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).

El índice de dominancia de Berger-Parker (Figura 44) es coincidente con el índice inverso de Simpson, confirma la dominancia de las mismas especies de zooplancton. Este índice en particular indica cual es el porcentaje de dominancia de una especie, entre más cercano a cero (0) menos dominancia y entre más cercano a uno (1), mayor dominancia de la especie.

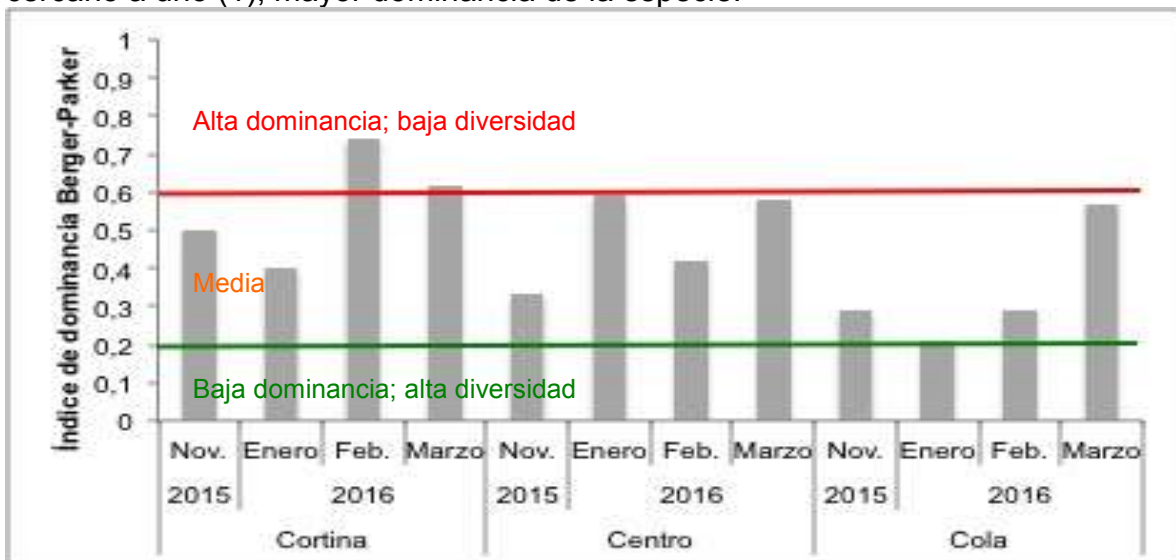


Figura 44. Índice de Dominancia Berger-Parker, para zooplancton (Nov. 2015 – Mar. 2016).

3.2.3.4 Índices de Similitud

En el índice de Jaccard (Tabla 35) cuando se compara el sitio uno (1) o punto Cortina que es el sitio de referencia contra el sitio tres (3), se obtiene que sus valores de similitud variaron entre un 30% a un 68% de similitud. Mientras que cuando se compara el sitio uno (1) contra sitio dos (2) este varia entre 45% y 79%. Siendo más similar el sitio uno cuando se compara contra el sitio dos, en tres de los cuatros muestreos.

Tabla 35. Índices de similitud de Jaccard, PSC y Sørensen para Zooplancton.

Muestreo	Jaccard (S1 vs S2)	Jaccard (S1 vs S3)	PSC (S1 vs S2)	PSC (S1 vs S3)	Sørensen (S1 vs S2)	Sørensen (S1 vs S3)
Nov. 2015	45,45	30,00	93,01	68,93	62,50	50,00
Ene. 2016	65,00	68,42	99,59	99,36	78,79	81,25
Feb. 2016	53,33	44,44	99,61	95,8	69,57	61,54
Mar. 2016	78,57	52,94	99,63	99,17	88,00	69,23
Claves: S1 (punto Cortina)			S2 (punto Centro)		S3 (punto Cola)	

En los resultados del Índice de Similitud de Comunidades (PSC) se observó que los resultados de la similitud entre el sitio uno (1) contra el sitio dos (2), varió entre 93% y 99,6%, por lo que se le considera como dos sitios muy similares. Sin embargo para el pareo sitio uno (1) versus sitio tres (3), dio como resultado una similitud que varió entre 68,9% y 99,3%, también con un valor alto. En consecuencia se dice que el sitio dos es más similar al sitio uno en todas las épocas de muestreo, coincidiendo con Jaccard. Sin embargo no existen grandes diferencias entre los tres sitios de muestreo.

Lo que se puede observar en los resultados del índice Sørensen es el mismo fenómeno que en el índice de Jaccard, cuando se compara al sitio uno (1) contra el sitio dos (2) se encuentra mayores similitudes que con el sitio tres (3) para el primero, tercero y cuarto muestreo. Sin embargo, para el segundo muestreo cuando se compara el sitio uno (1) contra el sitio tres (3) estos son más similares que el par sitio uno (1) contra sitio dos (2) aunque la diferencia no es tan significativa, parece que el embalse se comportó de manera similar en sus tres puntos para esa fecha.

3.3 Zoobentos

Limnodrilus hoffmeisteri fue la única especie identificada en las muestras colectadas del fondo de los puntos Cortina y Centro. La mayor abundancia numérica se registró en noviembre 2015 en el punto Centro (21 539 Ind.m⁻²) y la menor en enero 2016 en el punto Cortina (3 460 Ind.m⁻²) (Figura 45).

En cuerpos de aguas contaminados, este oligoqueto puede alcanzar altas densidades, influenciando la función y la estructura comunitaria. En particular, estas altas densidades a menudo presentes en las muestras de macroinvertebrados, sirven como un indicativo de la variedad de condiciones ambientales a las que pueden adaptarse más que a la contaminación (Verdonschot, 1989 citado por Nijboer *et al.*, 2004).

La alta población registrada en noviembre (I) puede estar relacionada al arrastre de nutrientes proveniente de los tributarios del embalse, lo que favorece el crecimiento de la población. De acuerdo a varios autores, todas las especies de *Limnodrilus* son incapaces de tolerar altos grados de contaminación orgánica e inorgánica o altos grados de salinidad, sin embargo, *L. hoffmeisteri* es la única tolerante a estos factores (Kennedy, 1965) y es reconocido mundialmente como un efectivo indicador de contaminación orgánica en ambientes acuáticos (Paoletti y Sambugar, 1984; Alves y Lucca, 2000; Alves *et al.*, 2006). Lo cual puede explicar la dominancia absoluta de esta especie para ambos puntos y en todas las fechas de muestreo.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

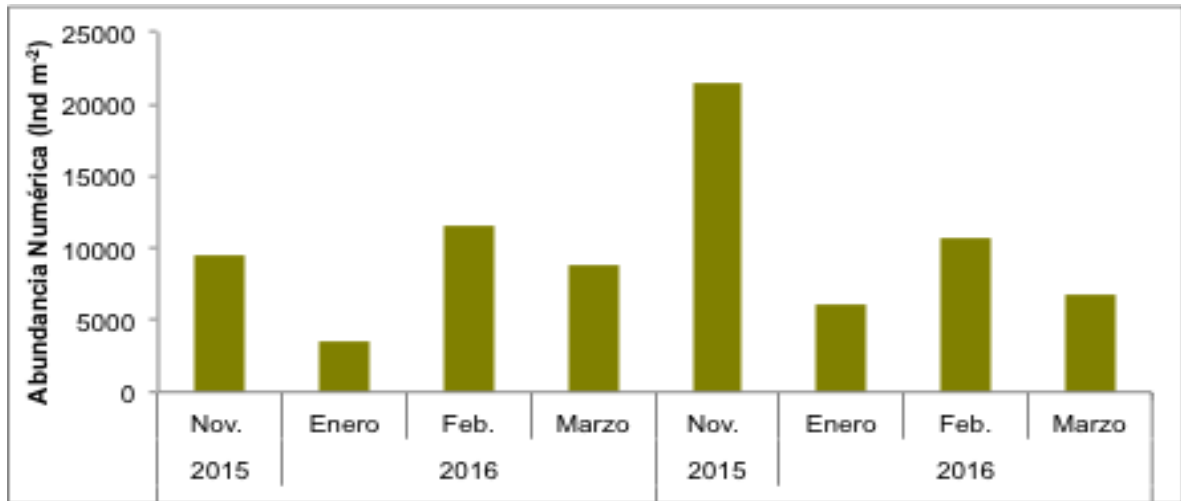


Figura 45. Abundancia numérica de *Limnodrilus hoffmeisteri* en el embalse Los Laureles.

El sedimento de este embalse es predominantemente arcilloso (> 84%) y los resultados físico-químicos del agua de fondo para ambos puntos en las diferentes fechas de muestreo se pueden observar en la Tabla 36.

Tabla 36. Parámetros físico-químicos del fondo del agua del embalse Los Laureles para los puntos Cortina y Centro, en los cuatro muestreos.

Punto	Muestreo	Población (Ind.m ⁻²)	Oxígeno D. (mg.l ⁻¹)	Temperatura (°C)	pH (U)	Conduc. E. (μS.cm ⁻¹)
Cortina	Nov. 2015	9 421	0,61	22,3	6,34	60,90
	Ene. 2016	3 460	0,63	21,7	6,59	165,30
	Feb. 2016	11 614	0,77	19,0	6,60	147,70
	Mar. 2016	8 770	0,40	21,8	6,75	92,70
Centro	Nov. 2015	21 539	1,72	21,8	6,70	62,70
	Ene. 2016	6 163	2,82	22,3	6,71	76,00
	Feb. 2016	10 769	0,46	19,3	6,79	79,70
	Mar. 2016	6 725	0,82	21,9	6,94	88,10

En un estudio se encontró que la temperatura, más que la concentración de oxígeno disuelto, afecta a la reproducción, aunque no se proporcionó la temperatura precisa a la cual estas especies muestran su tasa de reproducción más alta (Aston, 1973). En Brasil, estudios ecológicos mostraron que *Limnodrilus hoffmeisteri* podría ser encontrado en ambientes acuáticos donde los rangos de temperatura oscilan entre 14 °C y 26 °C (Carvalho y Uieda, 2004; Ribeiro y Uieda, 2005; Alves *et al.*, 2006; Fusari y Fonseca-Gessner, 2006; Alves *et al.*, 2008). Este rango de temperatura óptima se registró en el fondo del embalse Los Laureles.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Aunque no se encontró una relación directa entre el tamaño de la población y los parámetros físico-químicos, se sabe que ellos tienen una influencia directa en sus niveles de reproducción especialmente el oxígeno disuelto (Figura 46). Este último parece que tuvo una cuota de influencia especialmente en el punto Centro donde se observó mayor cantidad de individuos y una mayor concentración de oxígeno disuelto en el fondo durante el primer, segundo y cuarto muestreo, respecto a lo encontrado en el punto Cortina. Sin embargo, los incrementos y disminuciones de la población puede estar vinculada a otras variables como el transporte de nutrientes, materia orgánica y otros.

Debido a la condición arcillosa de los sedimentos en el embalse se sugiere que este ofrece un ambiente favorable para la supervivencia de la especie, aunque algunos estudios han demostrado que además de la arcilla, el limo también favorece la aparición y la dominancia de *Limnodrilus hoffmeisteri* (Alcocer *et al.*, 2016). En otros estudios, se ha observado que los tubificidos, en particular *Limnodrilus hoffmeisteri*, aumentan su densidad cuando se presenta un aumento en el porcentaje de los sedimentos finos (Brinkhurst y Marchese, 1992; Juget y Lafont, 1994). Debido a este comportamiento de una ingesta real de sedimentos, vuelve a los oligoquetos excelentes organismos para pruebas de estudios de bioacumulación de contaminantes hidrofóbicos ligados a los sedimentos (Boese *et al.*, 1990 citado por Matti, 1998).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

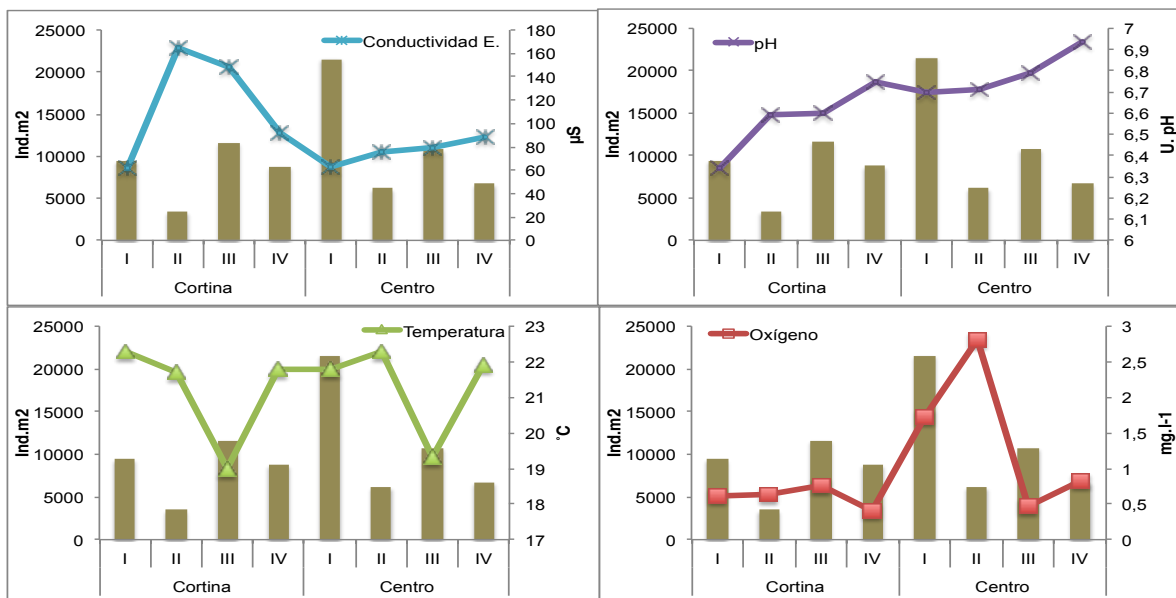


Figura 46. Relación de parámetros físico-químicos y la población de *Limnodrilus hoffmeisteri* en el embalse Los Laureles.

Tampoco se encontró una relación directa entre el tamaño de la población y las concentraciones de metales pesados estudiadas en el sedimento (Figura 47). Aunque existen estudios que relacionan una disminución de la población de oligoquetos a ciertas concentraciones de metales como el cobre, cromo, cadmio, plomo y zinc (Zilli, 2005; Galar, 2006). Se tomó en consideración las directrices canadienses (CCME) para metales pesados y sedimentos en la cual se presentan dos tipos de niveles, el primero el nivel de efecto umbral (ISQG) y el nivel de efecto probable (PEL). El Primer nivel indica una probabilidad de efectos adversos de un 25% a 50% de probabilidad para especies en general y el segundo una probabilidad de efectos adversos mayor al 75%. Sin embargo, la ocurrencia de efectos adversos varía mucho entre especies y no existen estudios de efectos adversos para especies en particular por lo que el análisis se hace manera general.

Los resultados de cobre y zinc no sobrepasaron los niveles de efecto umbral, en el caso del plomo sobrepasó el nivel de efecto umbral para primer y segundo muestreo en ambos puntos, sin embargo, las concentraciones bajaron en un 75% para el tercer y cuarto muestreo. El plomo no sobrepasó el nivel de efecto probable en ninguna fecha y punto de muestreo. El arsénico sobrepasó el nivel de efecto umbral para el primer, tercer y cuarto muestreo en el punto Cortina y en

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

todas las fechas de muestreo para el punto Centro, sin embargo las concentraciones no sobrepasan el nivel de efecto probable. Por lo que se puede concluir que *L. Hoffmeisteri* es indiferente a las concentraciones de metales pesados encontradas en los sedimentos del embalse Los Laureles. Las causas del aumento o disminución poblacional puede deberse a la disponibilidad de alimentos y materia orgánica y factores antrópicos como la remoción de sedimentos que se hace en la época seca en el embalse.

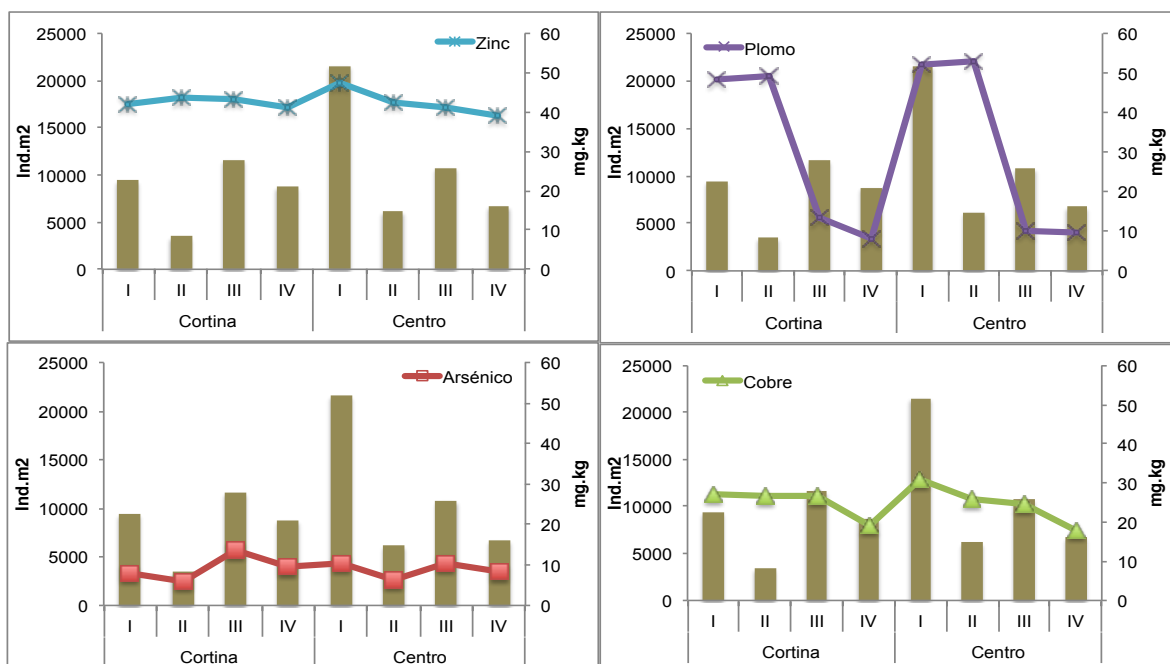


Figura 47. Relación de metales pesados y la población de *Limnodrilus hoffmeisteri* en el embalse Los Laureles.

3.4 Estado Trófico 2015 – 2016

En función de la variedad de índices, época de muestreo y el criterio con el que fue evaluado el estado trófico del embalse Los Laureles, éste se ubica desde una condición mesotrófica hasta hipertrófica (Tabla 78 a la 87 en los anexos del objetivo tres). Sin embargo, la mayor parte de los índices indican un estado de eutrofización avanzado.

a) Carlson (1977)

De acuerdo a la clorofila-*a*, el embalse se sitúa en el rango de mesotrófico en un

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

25%, eutrófico en un 25% e hipertrófico en un 50% de los casos. Los resultados que se obtuvieron con la transparencia del agua medida con el disco Secchi, donde todos los puntos y muestreos indican una condición hipertrófica (Figura 48 y 49).

De acuerdo al índice de Carlson, la precipitación juega un papel importante en cambiar el estado trófico del embalse teniendo como variable la clorofila-a ya que puede verse afectada por el efecto de dilución y mayores caudales de entrada.



Figura 48. Índice de estado trófico de Carlson (1977), usando clorofila-a.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

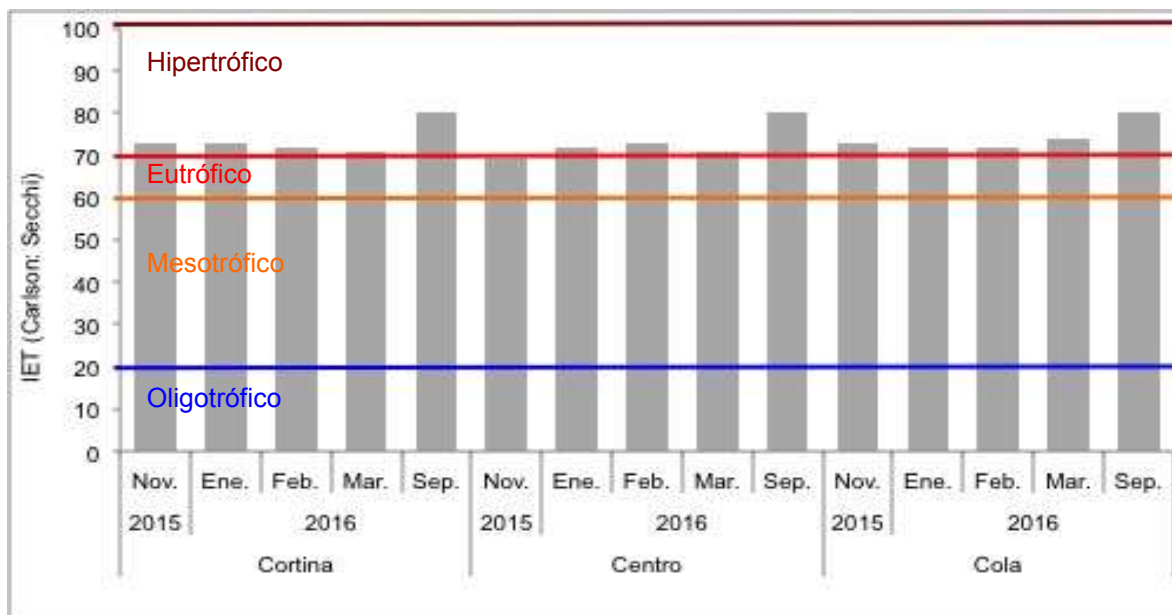


Figura 49. Índice de estado trófico de Carlson (1977), usando las medidas de disco Secchi.

b) Carlson y Simpson (1996)

El índice de Carlson y Simpson (Figura 50) basado en el criterio de la clorofila-*a* dan como resultado que el embalse tiene un estado entre mesotrófico en el 25% de los casos y eutrófico en el 75% de las mediciones. Este índice también refleja ese cambio de estado trófico en el periodo lluvioso (septiembre 2016).

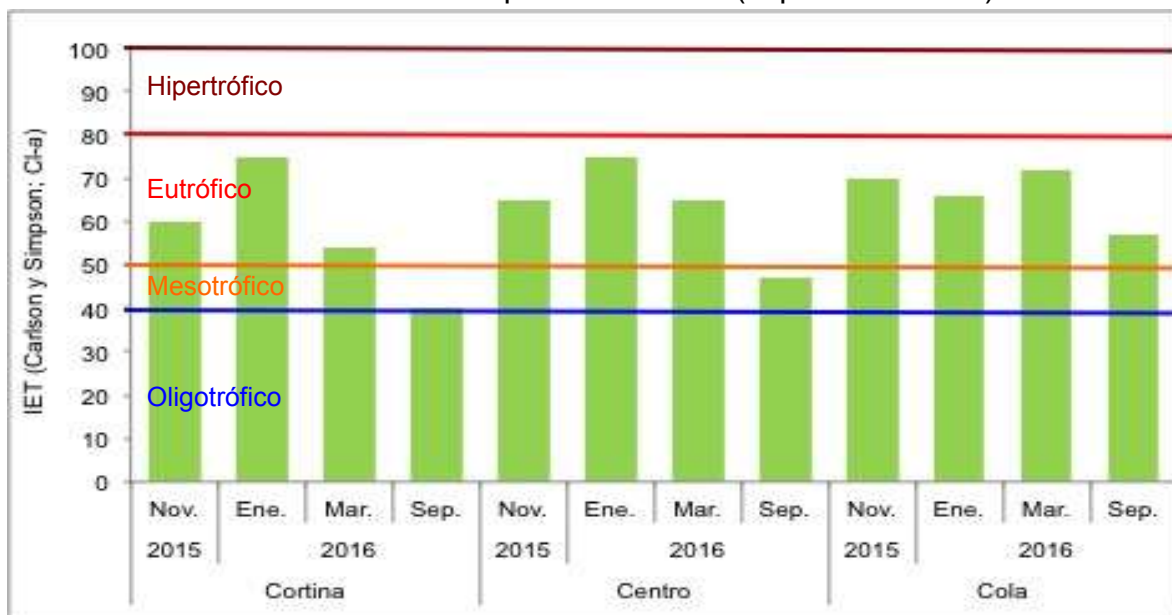


Figura 50. Índice de estado trófico de Carlson y Simpson (1996), usando los datos de clorofila-*a*.

c) Toledo Jr. (1985)

El índice de Toledo Jr. muestra la misma sensibilidad para el parámetro de clorofila-a dando un resultado variable entre mesotrófico representando el 8,7%, y eutrófico en un 93,3% de los muestreos. Las mejorías en los casos de mesotrófico y eutrófico se dieron igualmente en la época lluviosa de septiembre. En el caso de la transparencia tomada del disco secchi el resultado es el mismo que con Carlson (1977), eutrófico para todos los puntos y muestreo (100%) (Figuras 51 y 52).

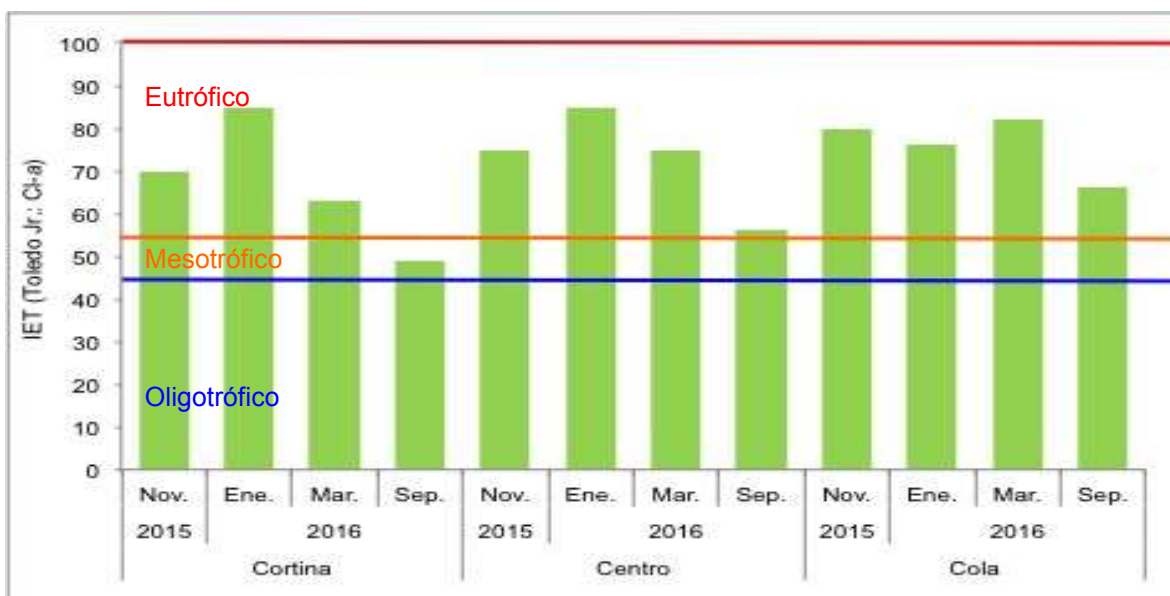


Figura 51. Índice de estado trófico de Toledo Jr. (1985), usando los datos de clorofila-a.

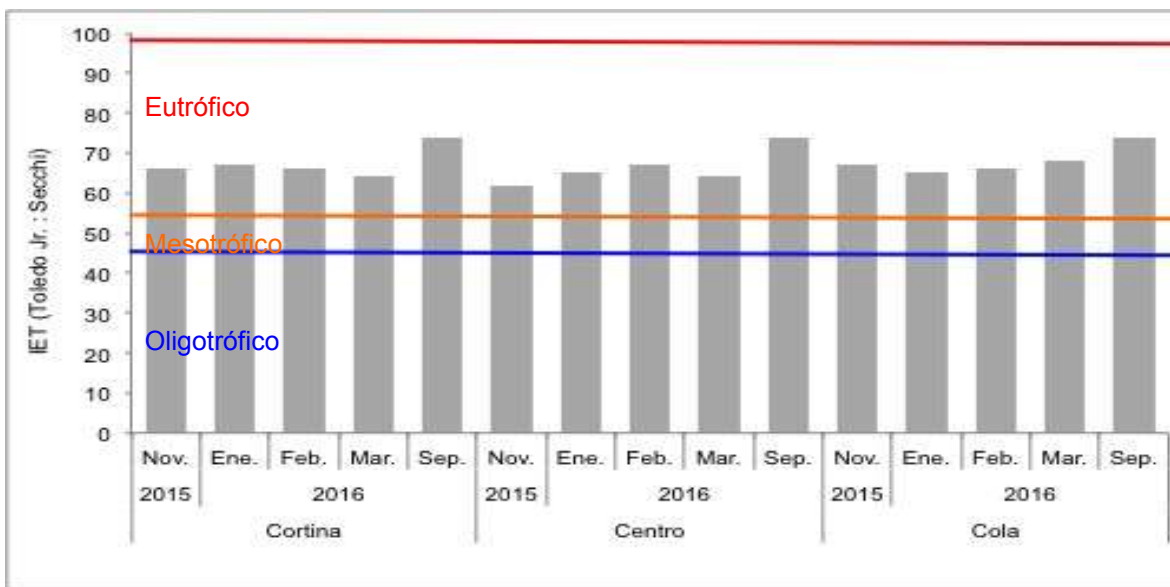


Figura 52. Índice de estado trófico de Toledo Jr. (1985) usando las medidas del disco Secchi.

d) Margalef (1975; 1983)

Este índice tiene dos categorías de clasificación: moderadamente eutrófico y eutrofización avanzada. En el caso del parámetro de clorofila-*a*, los resultados fueron eutrofización avanzada a excepción del punto Cortina en el mes de septiembre donde dio resultado de moderadamente eutrófico, mostrando nuevamente esa sensibilidad en la época de mayores precipitaciones en el embalse (Figura 53).

En el caso del criterio de nitratos, el resultado fue eutrofización avanzada en el 88,88% de las campañas de muestreo y moderadamente eutrófico en el 11,11% de los casos. En el caso de los nitratos los cambios se suscitaron especialmente en la cuarta campaña de muestreo, en el mes de marzo para los puntos Cortina y Centro, en el punto Cola se dio esta condición en febrero y en marzo. Esto se debe al poco arrastre de nutrientes proveniente de la subcuenca, debido a los pobres caudales registrados para esa época del año, favoreciendo la condición de mejoría (Figura 54). En el caso del criterio de transparencia del agua (Figura 55), los resultados fueron eutrofización avanzada en todos los puntos y fechas de muestreo, coincidiendo con el criterio del número de células algales (Figura 56).

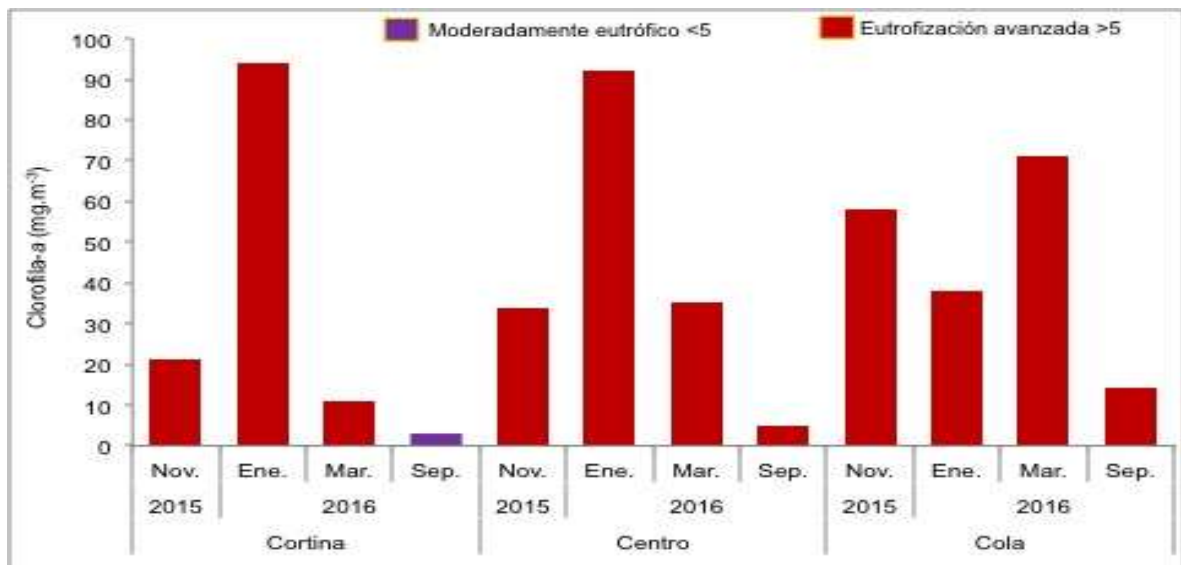


Figura 53. Índice de estado trófico de Margalef (1975; 1983) usando los datos de clorofila-*a*.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

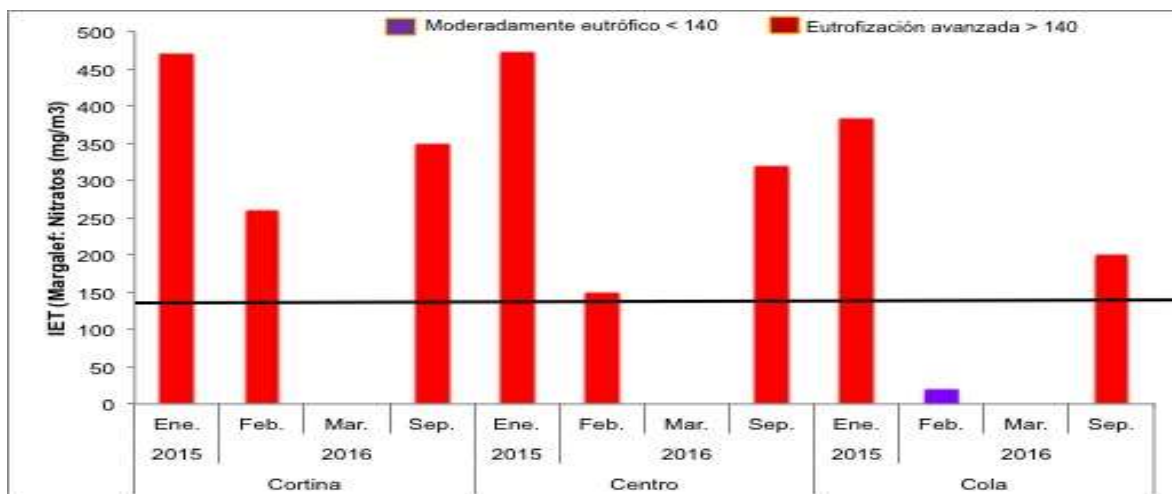


Figura 54. Índice de estado trófico de Margalef (1975; 1983), usando los datos de Nitratos.

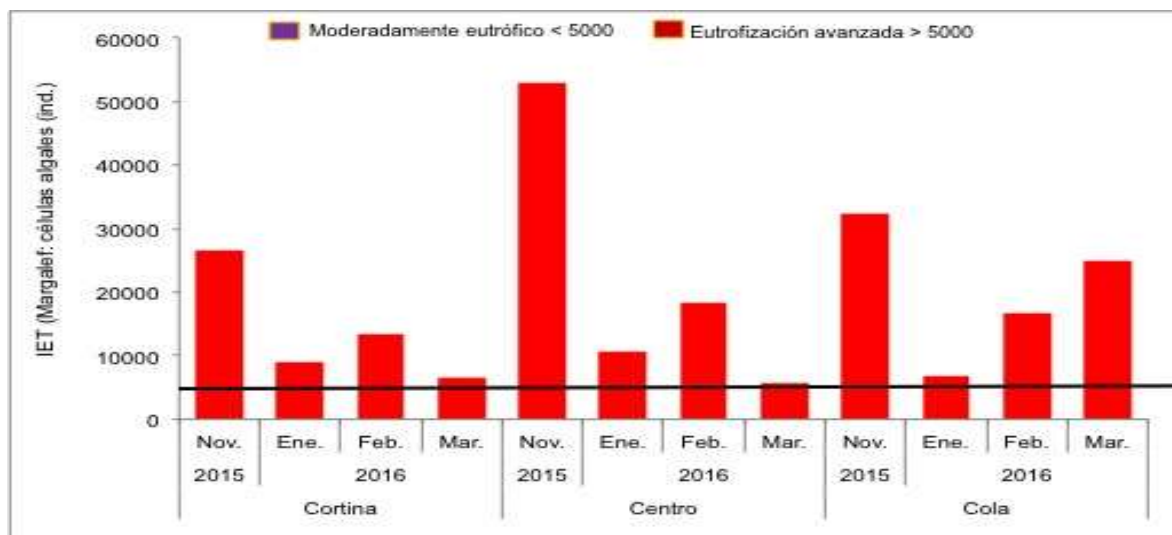


Figura 55. Índice de estado trófico de Margalef (1975; 1983), usando el número de células algales.

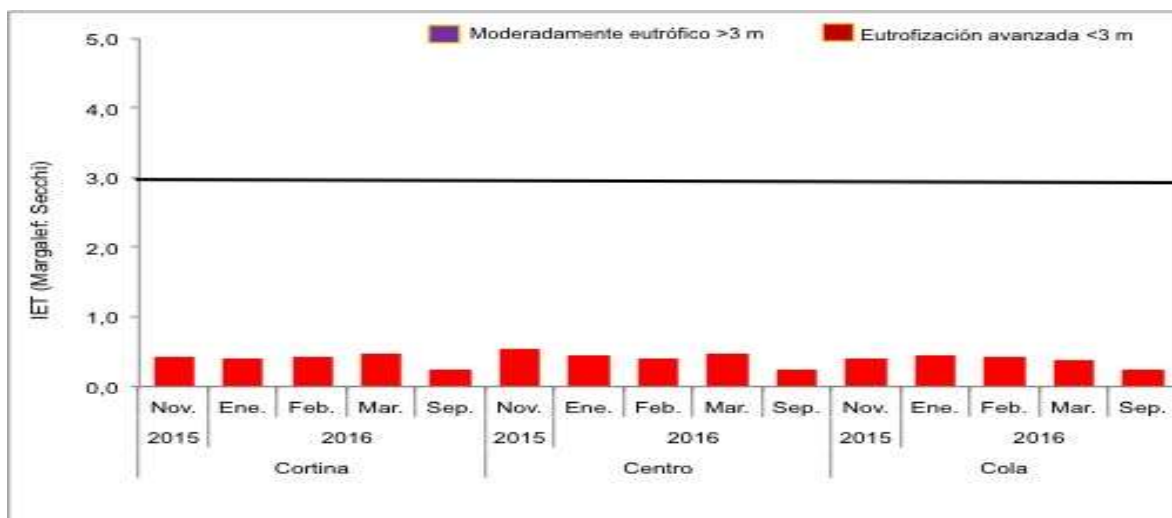


Figura 56. Índice de estado trófico de Margalef (1975; 1983), usando las medidas de disco Secchi.

e) Vollenweider (1968) en Wetzel (1993)

Por último, el índice de Vollenweider (Figura 57), que evalúa el estado trófico utilizando como parámetro el nitrógeno inorgánico ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4$). Los resultados obtenidos indican una condición eutrófica en casi todos los muestreos (75%) a excepción del mes marzo para los puntos Cortina y Centro, y mes de febrero en el punto Cola donde los resultados señalan una condición mesotrófico-eutrófico.

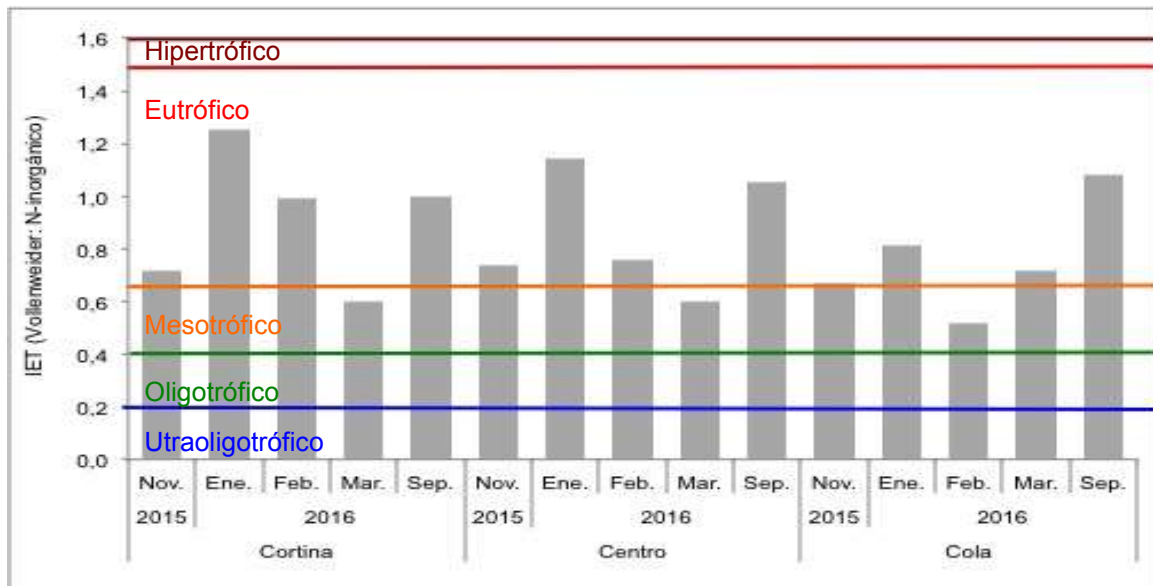


Figura 57. Índice de estado trófico de Vollenweider (1968) en Wetzel (1993) usando los datos de nitrógeno inorgánico.

Los resultados proporcionados por cada uno de las metodologías arrojan en la mayoría de los casos (más del 50%) que el embalse se encuentra en un estado de eutrofia. De acuerdo a lo observado *in situ* el embalse es el gran receptor de la presión antrópica que tiene la sub-cuenca del río Guacerique y algunos de los problemas observados aguas arriba son: aumento de la población, deforestación, lavado de ropa y vehículos en el cauce del río principal, empresa avícola, cultivos de subsistencia y otras pequeñas industrias en el poblado de Mateo. Entre otros problemas se suman la plaga del gorgojo descortezador del pino, lo que agravó la situación de deforestación, además de eso el embalse se ve sometido al crecimiento urbano de la ciudad de Tegucigalpa, quedando esta ya dentro de los límites.

CAPÍTULO 4. CARACTERIZACIÓN DE LOS SEDIMENTOS

Los sedimentos pueden ser almacenes de productos químicos o sustancias que se liberan al medio ambiente a través de procesos naturales o antrópicos. Estos contaminantes pueden entrar a los sistemas acuáticos y dividirse en partículas que luego se depositan en los sedimentos donde se acumulan en el tiempo. Con la acumulación estas sustancias naturales o de origen humano pueden ponerse en contacto directo con aquellos organismos que se alimentan o viven en los sedimentos. Las directrices establecidas para contaminantes en los sedimentos para la vida acuática han sido establecidas por el protocolo formal de la CCME (CCME, 1995).

Para esta investigación se tomó en consideración los siguientes elementos para los dos puntos de muestreo: elementos traza en mayores cantidades (Tabla 37 y 38) como Aluminio, Fósforo, Hierro y Manganeseo. Estos elementos mayores no se encuentran normados por las directrices canadienses sin embargo con los resultados se hace una evaluación comparada con una revisión de literatura.

4.1 Elementos traza no normados

Tabla 37. Elementos traza del Punto Cortina (g.kg^{-1})

Parámetro	Nov. 2015	Enero 2016	Febrero 2016	Marzo 2016	Límite de detección
Aluminio	32,954	34,619	40,345	24,488	0,031
Fósforo	0,543	0,610	0,354	0,404	0,058
Hierro	27,034	28,185	31,425	23,974	0,029
Manganeseo	0,952	0,976	0,945	0,877	0,041

Tabla 38. Elementos traza del Punto Centro (g.kg^{-1})

Parámetro	Nov. 2015	Enero 2016	Febrero 2016	Marzo 2016	Límite de detección
Aluminio	30,873	39,178	33,593	26,752	0,031
Fósforo	0,515	0,552	0,425	0,410	0,058
Hierro	27,156	29,127	28,198	23,926	0,029
Manganeseo	0,993	0,936	0,962	0,903	0,041

4.1.1 Aluminio

Los resultados de la concentración de aluminio en el sedimento del embalse Los Laureles fueron altos con una concentración media de $32,583 \text{ g.kg}^{-1}$ y con un rango entre $24,488 \text{ g.kg}^{-1}$ y $40,345 \text{ g.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 17,5%, durante los cuatro muestreos en el punto cortina. Mientras los resultados de la concentración de aluminio para el punto centro también fueron altos con una concentración media de $32,289 \text{ g.kg}^{-1}$ y con un rango de $26,752 \text{ g.kg}^{-1}$ y $39,178 \text{ g.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 14,0%, durante los cuatro muestreos.

4.1.2 Fósforo

El ciclo del fósforo en aguas naturales ha sido ampliamente estudiado (Hutchinson, 1957; Wetzel, 1975; Pierrou, 1979). Está influenciado por el intercambio de fósforo entre los compartimentos sedimentario y acuoso. Este cambio está influenciado por varios factores fisicoquímicos y biológicos modificadores, incluyendo el equilibrio de agua mineral, la sorción, las interacciones redox y las actividades de bacterias, hongos, plancton e invertebrados (Hutchinson, 1957; Wetzel, 1975).

Los resultados de la concentración de fósforo en el sedimento del embalse Los Laureles tuvieron una concentración media de $0,467 \text{ g.kg}^{-1}$ y con un rango entre $0,354 \text{ g.kg}^{-1}$ y $0,610 \text{ g.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 22,2%, durante los cuatro muestreos en el punto cortina. Mientras los resultados de la concentración de fósforo para el punto centro también mostró una concentración media de $0,472 \text{ g.kg}^{-1}$ y con un rango entre $0,410 \text{ g.kg}^{-1}$ y $0,552 \text{ g.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 12,7% durante los cuatro muestreos.

4.1.3 Hierro

Se sabe que una de mayores quejas de la planta de tratamiento de agua potable del embalse Los Laureles son las altas concentraciones de este mineral (SANAA, 2011), es por ello que se considero importante su análisis e interpretación para conocer el origen de los mismos. En los resultados se observa tal y como se esperaba altas concentraciones de hierro superiores a los $23,926 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Los resultados de la concentración de hierro en el sedimento del embalse Los Laureles tuvieron una concentración media de $27,526 \text{ g.kg}^{-1}$ y con un rango entre $23,974 \text{ g.kg}^{-1}$ y $31,425 \text{ g.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 9,7%, durante los cuatro muestreos en el punto Cortina. Mientras los resultados de la concentración de hierro para el punto Centro también mostró una concentración media de $27,028 \text{ g.kg}^{-1}$ y con un rango entre $23,926 \text{ g.kg}^{-1}$ y $29,127 \text{ g.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 7,3% durante los cuatro muestreos. Estas altas concentraciones se creen que son producto de la litología de la cuenca.

También se sabe que los microorganismos pueden movilizar el hierro en solución. En los sedimentos anaeróbicos, el óxido férrico y los hidróxidos pueden reducirse cuando están presentes ciertas cepas de microorganismos y una fuente de alimento orgánico (Oborn y Hem, 1961). Las bacterias aerobias pueden catalizar la oxidación del hierro ferroso, resultando en la precipitación del hidróxido férrico (Hem, 1970).

En presencia de oxígeno, el hierro ferroso se oxida y precipita como hierro férrico (McNeely et al., 1979). Como resultado, el hierro se encuentra generalmente en el medio acuático como suspensiones coloidales de partículas de hidróxido férrico. Estos geles o floculo permanecen suspendidos en agua o forman materiales floculantes que se asientan en los lechos de los ríos. Con el tiempo, estos floculo pueden endurecerse y formar un material similar al cemento que consolidará la grava inferior (USEPA, 1976). Los floculo sueltos de hidróxidos de hierro pueden causar turbidez y disminuir la penetración de la luz, reduciendo así la productividad primaria (IJC, 1976). En aguas de fondo anaeróbico y barro, el hierro ferroso en presencia de sulfuro de hidrógeno, formará sulfuro ferroso, produciendo lodos minerales negros (USEPA, 1976).

4.1.4 Manganeso

En aguas superficiales, el manganeso divalente se oxida rápidamente a dióxido de manganeso, que luego se someterá a sedimentación. Alternativamente, en áreas de bajo contenido de oxígeno disuelto o en áreas anaerobias a pH bajo, las formas solubles de manganeso pueden persistir (Stumm y Morgan, 1970). La presencia

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

de materia orgánica en el agua estabiliza las soluciones de manganeso, tal vez como resultado de la formación de iones complejos por compuestos orgánicos (NAS, 1973). El manganeso es un oligoelemento esencial para microorganismos, plantas y animales, y por lo tanto, está contenido en todos o casi todos los organismos.

Los resultados de la concentración de manganeso en el sedimento del embalse Los Laureles tuvieron una concentración media de $0,937 \text{ g.kg}^{-1}$ y con un rango entre $0,877 \text{ g.kg}^{-1}$ y $0,976 \text{ g.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 3,9%, durante los cuatro muestreos en el punto Cortina. Mientras los resultados de la concentración de manganeso para el punto Centro también mostró una concentración media de $0,948 \text{ g.kg}^{-1}$ y con un rango entre $0,903 \text{ g.kg}^{-1}$ y $0,993 \text{ g.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 3,5% durante los cuatro muestreos.

4.2 Elementos traza normados por CCME

También en esta investigación se tomó en consideración los siguientes elementos traza: Arsénico, Cobre, Plomo y Zinc (Tabla 39 y 40). Estos elementos se encuentran normados por las directrices canadienses con su nivel de efecto umbral y nivel de efecto probable.

Tabla 39. Elementos traza normados por CCME del Punto Cortina (mg.kg^{-1})

Parámetro	Nov. 2015	Enero 2016	Febrero 2016	Marzo 2016	N.E.U.*	N.E.P.**	Límite de detección
Arsénico	7,922	5,894	13,698	9,526	5,900	17,000	1,410
Cobre	26,968	26,819	26,891	19,044	35,700	197,000	2,110
Plomo	48,420	49,317	13,240	8,181	35,000	91,300	1,740
Zinc	42,012	43,577	43,175	41,102	123,000	315,000	0,599

*N.E.U.= Nivel de efecto umbral o ISQG

**N.E.P.= Nivel de efecto probable o PEL

Tabla 40. Elementos traza normados por CCME del Punto Centro (mg.kg^{-1})

Parámetro	Nov. 2015	Enero 2016	Febrero 2016	Marzo 2016	N.E.U.*	N.E.P.**	Límite de detección
Arsénico	10,319	6,512	10,481	8,185	5,900	17,000	1,410
Cobre	30,798	26,016	24,684	17,732	35,700	197,000	2,110
Plomo	52,173	52,814	10,303	9,716	35,000	91,300	1,740
Zinc	47,607	42,480	41,044	38,939	123,000	315,000	0,599

*N.E.U.= Nivel de efecto umbral o ISQG

**N.E.P.= Nivel de efecto probable o PEL

4.2.1 Arsénico

Los resultados de la concentración de arsénico en el sedimento del embalse Los Laureles tuvieron una concentración media de $8,835 \text{ mg.kg}^{-1}$ y con un rango entre $5,894 \text{ mg.kg}^{-1}$ y $13,698 \text{ mg.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 32,8%, durante los cuatro muestreos en el punto Cortina. Mientras los resultados de la concentración de arsénico para el punto Centro mostró una concentración media de $8,714 \text{ mg.kg}^{-1}$ y con un rango entre $6,512 \text{ mg.kg}^{-1}$ y $10,481 \text{ mg.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 18,9% durante los cuatro muestreos.

De acuerdo a las directrices canadienses las concentraciones de arsénico que se consideran potencialmente peligrosas son $5,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ para el nivel de efecto umbral o ISQG y de $17,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ para el nivel de efecto probable o PEL. Basado en ello se puede observar que en todos los muestreos y en ambos puntos se iguala o sobrepasa el nivel de efecto umbral, pero se encuentran por debajo del nivel de efecto probable.

Las concentraciones no sobrepasaron el nivel de efecto probable, pero existe un potencial riesgo de efectos adversos pero en menor grado. Aunque la aparición de efectos biológicos adversos no puede predecirse con precisión únicamente con los datos de concentración, particularmente si los rangos de concentración están entre las ISQG y las PEL.

4.2.2 Cobre

El cobre entra en los sistemas acuáticos por deposición aérea o escorrentía superficial. Debido a su afinidad por la materia particulada, principalmente las fracciones de hierro, óxidos de manganeso y materia orgánica, el cobre tiende a acumularse en los sedimentos (Campbell y Tessier, 1996). Debido a que una variedad de organismos viven y están en contacto con los sedimentos, estos actúan como una importante vía de exposición a los organismos acuáticos.

Los resultados de la concentración de cobre en el sedimento del embalse Los Laureles tuvieron una concentración media de $24,670 \text{ mg.kg}^{-1}$ y con un rango entre $19,044 \text{ mg.kg}^{-1}$ y $26,698 \text{ mg.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 13,8%, durante los cuatro muestreos en el punto Cortina. Mientras los resultados de la

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

concentración de cobre para el punto Centro mostró una concentración media de $24,335 \text{ mg.kg}^{-1}$ y con un rango entre $17,732 \text{ mg.kg}^{-1}$ y $30,798 \text{ mg.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 19,3% durante los cuatro muestreos.

De acuerdo a las directrices canadienses las concentraciones de cobre que se consideran potencialmente peligrosas son de $35,700 \text{ mg.kg}^{-1}$ para el nivel de efecto umbral o ISQG y de $197,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ para el nivel de efecto probable o PEL. De acuerdo con estas directrices las concentraciones de cobre en los sedimentos del embalse Los Laureles en sus dos puntos de muestreo y en sus cuatro fechas de muestreo, están por debajo del nivel de efecto umbral, por lo que el cobre no parece representar peligro para la comunidades bentónicas y acuáticas.

4.2.3 Plomo

El plomo que entra en los sistemas acuáticos por deposición aérea o escorrentía se deposita en sedimentos de lecho en asociación con material particulado, como los óxidos de hierro y manganeso, o se precipita de la solución con carbonato o sulfuro (Eisler, 1988; Prosi, 1989). Los sedimentos, por lo tanto, actúan también como una importante vía de exposición al plomo para los organismos acuáticos.

Los resultados de la concentración de plomo en el sedimento del embalse Los Laureles tuvieron una concentración media de $22,552 \text{ mg.kg}^{-1}$ y con un rango entre $8,181 \text{ mg.kg}^{-1}$ y $49,317 \text{ mg.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 90,8%, para los cuatro muestreos en el punto Cortina. Mientras los resultados de la concentración de plomo para el punto Centro mostró una concentración media de $22,917 \text{ mg.kg}^{-1}$ y con un rango entre $9,716 \text{ mg.kg}^{-1}$ y $52,814 \text{ mg.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 99,6% para los cuatro muestreos.

De acuerdo a las directrices canadienses las concentraciones de plomo que se consideran potencialmente peligrosas son de $35,000 \text{ mg.kg}^{-1}$ para el nivel de efecto umbral o ISQG y de $91,300 \text{ mg.kg}^{-1}$ para el nivel de efecto probable o PEL. De acuerdo con estas directrices las concentraciones de plomo para el primer y segundo muestreo para ambos puntos sobrepasaron el nivel de efecto umbral, mientras que el tercer y cuarto muestreo para ambos puntos estuvieron muy por debajo del nivel de efecto umbral o ISQG. Se sospecha que el alza de las

concentraciones de plomo pueden ser especialmente de origen antrópico, causado especialmente por el arrastre que causa la época lluviosa y que una vez que se entró a la época seca los niveles de plomo se estabilizaron.

El plomo es bioacumulado por organismos acuáticos, incluyendo bacterias bentónicas (Patrick y Loutit, 1976), plantas de agua dulce, invertebrados y peces (Chapman et al., 1968). La disminución del pH aumenta la disponibilidad de plomo divalente, la forma principal que se cree que es acumulada por la biota acuática (USEPA, 1979). Algunas fuentes de plomo antrópico pueden provenir de las calles que bordean el embalse, también de los puestos militares del batallón, otras instituciones gubernamentales, lavado de vehículos en la cuenca media y baja del pueblo de San Matias, entre otros. Esto debido a que algunos combustibles fósiles contienen niveles trazas de este metal.

4.2.4 Zinc

El zinc entra en los sistemas acuáticos por deposición aérea o escorrentía superficial. La fuerte afinidad del zinc por las partículas acuáticas, particularmente los óxidos de hierro y manganeso, y la materia orgánica, resulta en su deposición en sedimentos de lecho en asociación con estos materiales (Campbell y Tessier, 1996).

Los resultados de la concentración de zinc en el sedimento del embalse Los Laureles tuvieron una concentración media de $42,455 \text{ mg.kg}^{-1}$ y con un rango entre $41,102 \text{ mg.kg}^{-1}$ y $43,577 \text{ mg.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 2,3%, para los cuatro muestreos en el punto Cortina. Mientras los resultados de la concentración de zinc para el punto Centro mostró una concentración media de $42,401 \text{ mg.kg}^{-1}$ y con un rango entre $38,939 \text{ mg.kg}^{-1}$ y $47,607 \text{ mg.kg}^{-1}$ y un coeficiente de variación de 7,5% para los cuatro muestreos.

De acuerdo a las directrices canadienses las concentraciones de zinc que se consideran potencialmente peligrosas son de $123,000 \text{ mg.kg}^{-1}$ para el nivel de efecto umbral o ISQG y de $315,000 \text{ mg.kg}^{-1}$ para el nivel de efecto probable o PEL. De acuerdo con estas directrices las concentraciones de zinc para los dos puntos y sus cuatro fechas de muestreo están por debajo del nivel de efecto

umbral, por lo que las concentraciones presentes en los sedimentos del embalse Los Laureles no representan un peligro potencial para las especies acuáticas.

Sin embargo de presentarse niveles de concentración de zinc por encima de las directrices, los efectos biológicos adversos para el zinc pueden incluir la disminución de la diversidad y abundancia de invertebrados bentónicos, aumento de la mortalidad y cambios en el comportamiento (Environment Canadá, 1998 Apéndices IIa y IIb). La toxicidad del zinc en los sedimentos puede ser mitigada por varias fracciones de sedimentos que juegan un papel protector (Environment Canadá, 1998). Por ejemplo, se ha descubierto que la materia orgánica y los sulfuros reducen la toxicidad del zinc asociado al sedimento (Sibley *et al.*, 1996).

De acuerdo a la literatura consultada nuevamente se menciona que el movimiento del sedimento por acciones de dragado podría ser la causa de alterar la estabilidad de algunos metales y aumentar su biodisponibilidad al ambiente, afectando de manera negativa a la vida acuática y zoobentónica (Environment Canadá, 1998). Los cambios en las condiciones ambientales (por ejemplo, turbación de sedimentos, disminución del pH y aumento del potencial redox) pueden aumentar la biodisponibilidad de zinc asociado con fases sólidas inorgánicas, óxidos de hierro y manganeso y materia orgánica.

4.3 Textura, humedad y materia orgánica

Los sedimentos también traen consigo información de su origen, sus características y su ambiente. Por ejemplo, la composición de los materiales de origen alóctono o autóctono y la velocidad con que se acumulan expresa la actividad del lago como receptor de una cuenca y como centro de actividad biológica (Margalef, 1983). Aunque existe escasa información científica sobre la caracterización de los sedimentos de lagos y embalses, se han realizado algunos estudios para clasificar el grado de eutrofización a estos cuerpos de agua de acuerdo a su contenido de fósforo, nitrógeno y materia orgánica (Naumann, 1930).

El porcentaje de materia orgánica en el sedimento seco presentó un valor medio de 10.73%, un valor mínimo de 9.93% y un máximo de 12.37% para el punto Cortina y el coeficiente de variación encontrado para las cuatro muestras fue bajo

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

de 8,8%, lo que indica que los resultados no están muy alejados de la media (Tabla 41) Por su parte el punto Centro, el porcentaje de materia orgánica en el sedimento seco presentó un valor medio de 10.56%, un valor mínimo de 10.11% y un máximo de 11.82%. El coeficiente de variación encontrado para las cuatro muestras fue bajo 6,8%, lo que indica nuevamente que los resultados no están muy alejados de la media (Tabla 42)

Tabla 41. Textura, humedad y M.O. del Punto Cortina

Parámetro	Nov. 2015	Enero 2016	Febrero 2016	Marzo 2016	Límite de detección
Contenido de humedad (%)	65,24	78,44	47,41	63,64	0,004
Materia orgánica (%)	10,36	10,41	9,93	12,37	0,004
Textura	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	N/A

Tabla 42. Textura, humedad y M.O. del Punto Centro

Parámetro	Nov. 2015	Enero 2016	Febrero 2016	Marzo 2016	Límite de detección
Contenido de humedad (%)	64,71	68,95	52,29	63,51	0,004
Materia orgánica (%)	10,11	10,21	10,22	11,82	0,004
Textura	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	N/A

Por el contenido de materia orgánica el sedimento del embalse Los Laureles se considera de tipo gyttja, esto de acuerdo a la clasificación propuesta por el científico Ungemach en 1960. Esta clasificación considera que aquellos lagos con menos del 10% de materia orgánica son cuerpos de agua con sedimentos minerales y mayores a ese valor son sedimentos de tipo orgánico. Este tipo de sedimento también es conocido bajo el término de “Copropel” el cual es un sedimento con mezclas de material húmico, precipitaciones inorgánicas como granos de cuarzo y mica, exoesqueletos de artrópodos, restos de plantas y algas, entre otros que la fauna bentónica ha modificado con su consumo, movimiento y defecación. En estado fresco, este tipo de sedimento es cremoso e hidratado, de un color entre gris verdoso oscuro a negro, pero nunca marrón. En estado seco algunos gyttjas son duros y negros, mientras que otros son de color más claro, dependiendo del material que los forma (Wetzel, 1981). Son ricos en nitrógeno y fósforo este último unido a hierro, aluminio, y en menor grado al calcio (Cole, 1983).

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Aunque hemos dicho que por el contenido de materia orgánica se considera a estos sedimentos de tipo orgánico, sin embargo, el resultado de la media se encuentra cerca muy cercano al límite entre sedimento mineral y orgánico. Estos valores relativamente bajos y cercanos al límite se presumen son causa de una alta tasa metabólica provocada especialmente con condiciones ideales de temperatura para la actividad microbiana. Este alto metabolismo del cuerpo de agua es consistente con la rápida mineralización del material orgánico aún dentro de la columna de agua (Ruttner,1953). En las regiones tropicales la mineralización de la materia orgánica se ajusta a la regla de Van T'Hoff, descomponiéndose cuatro a nueve veces más rápido que en regiones templadas (Ruttner,1953).

Otras de las causa por la que se considera que el embalse Los Laureles tiene un contenido de materia orgánico relativamente bajo es por el mantenimiento que recibe por parte de las autoridades del Servicio Autónomo Nacional de Acueductos y Alcantarillados, SANAA, al realizarle dragados y oxigenación de la columna de agua (punto Cortina). El embalse presenta características típicas para tener contenidos de materia orgánica medios o altos (superiores al 25%) por ejemplo, una alta producción primaria, contiene altas densidades fitoplanctónicas y macrófitas acuáticas, estas ultimas removidas periódicamente ya que pueden obstruir los sistemas de captación de agua. Además recibe del área de drenaje de la subcuenca Guacerique una contribución significativa de material orgánico alóctono, que forma este sedimento orgánico.

Los resultados del contenido de humedad del sedimento en el embalse Los Laureles fueron altos con un porcentaje medio de 62,7% y con un rango de 47,4% y 78,4% y un coeficiente de variación de 17,6%, durante los cuatro muestreos en el punto Cortina. Mientras los resultados del contenido de humedad para el punto Centro también fueron altos con un porcentaje medio de 62,1% y con un rango de 52,3% y 68,9% y un coeficiente de variación de 9,9%, durante los cuatro muestreos. Su color fue negro oscuro en estado fresco, gris claro una vez seco y rojizo después de estar sometido a ignición, tuvo una concentración de fósforo de 466,5 mg/l (cortina) y 471,8 mg/l (centro), con una alta concentración de hierro y aluminio (Tabla 39 y 40).

4.4 Granulometría

El análisis granulométrico del sedimento del embalse Los Laureles, que consiste en la proporción de partículas sólidas según su tamaño, determinó que se trata de un sedimento arcilloso. En el punto Cortina en promedio de los cuatro muestreos, las partículas de arena medias fueron de 1%, arenas finas 1%, limo fue un 11% y arcillas fue de 87% (Tabla 43). En el punto Centro en promedio de los cuatro muestreos, las partículas de arena medias fueron de 1%, arenas finas 1%, limo fue un 14% y arcillas fue de 84% (Tabla 44).

La composición granulométrica del sedimento indica en muchos casos la distribución espacial y estructural de la comunidad zoobentónica. Muchas veces los porcentajes de las fracciones de arena, limo y arcilla constituyen variables explicativas más eficientes que las físicas y químicas tradicionalmente usadas por los limnólogos interesados en la distribución de macroinvertebrados bentónicos (Callisto y Esteves, 1996).

Tabla 43. Granulometría del punto Cortina

Granulometría (%)	A. Grava	A. Gruesa	A. Media	A.Fina	Limo	Arcilla
Noviembre 2015	0	0	1	1	12	86
Enero 2016	0	0	1	1	10	88
Febrero 2016	0	0	1	1	14	86
Marzo 2016	0	0	1	1	8	90

Tabla 44. Granulometría del punto Centro

Granulometría (%)	A. Grava	A. Gruesa	A. Media	A.Fina	Limo	Arcilla
Noviembre 2015	0	0	1	1	16	82
Enero 2016	0	0	1	1	14	84
Febrero 2016	0	0	1	1	15	83
Marzo 2016	0	0	1	1	10	88

CONCLUSIONES

Conclusiones del objetivo #1

La distribución de la precipitación en la subcuenca del río Guacerique es irregular debido a la zonificación en función de la altura, vegetación, cercanía del embalse y el fenómeno ENSO que afecte a la región en particular. Sin embargo a pesar de estas diferencias en precipitación entre años hidrológicos durante la serie de años (2001 – 2016), en general no se observa una tendencia a la disminución de la precipitación promedio acumulada, al contrario lo que se observó un ligero aumento de entre 1% y 5% de esa precipitación promedio acumulada, influenciado especialmente por el exceso que hubo en el año 2009-2010.

La información meteorológica disponible resulta escasa, debido al hecho de tener solo cuatro estaciones meteorológicas lo que limita la capacidad de tener mayor exactitud de la distribución de la precipitación, temperatura y evapotranspiración. Por tanto, años con fuerte incremento de la precipitación se necesitan más estaciones meteorológicas para minimizar el margen de error, debido a errores en la medición y por tecnología de menor precisión.

De acuerdo con el Balance Hídrico Histórico más de la mitad de la precipitación en la subcuenca del río Guacerique se evapotranspira y el restante 43,2% es el excedente, que produce suficiente agua para abastecer de manera permanente al 30% de la población de Tegucigalpa. Sin embargo dicha producción se pierde debido a la poca capacidad de embalsamiento, potabilización y almacenaje del agua tratada. También las diferencias porcentuales entre lo que se evapora y lo que se convierte en excedente varían año con año, por el fenómeno ENSO y de una estación meteorológica a otra.

Los resultados de las trampas de sedimentos mostraron que el principal aporte de sedimentos proviene del río Guacerique y que el aporte de los tres tributarios en el

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa,
Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

estudio es poco significativo. También se encontró que la metodología utilizada (tipo de trampas) para la subcuenca del río Guacerique puede ser poco eficiente comparada con otras. La principal ventaja de esta metodología reside en su bajo costo (económico) y la facilidad de transporte y colocación. Por el contrario se observó en campo la desventaja en tributarios de caudal bajo, donde el margen de error puede ser alto al no reflejar con precisión el movimiento de los sedimentos.

Conclusiones del objetivo #2

Los índices de calidad históricos (2001-2016) categorizaron la calidad del agua cruda del embalse Los Laureles para el uso consumo humano desde pobre hasta regular. Por lo tanto la calidad del agua se ha visto afectada tanto por la cantidad de parámetros y la cantidad de veces que sobrepasan los límites establecidos, lo cual es más evidente con el paso del tiempo. Mientras cuando se analiza el comportamiento de estos índices de calidad históricos contra el estatus de variabilidad climática (ENSO) se detecta en general un aumento de las medias de los índices en los tres puntos de monitoreo en presencia del fenómeno de El Niño que cuando los años eran Neutral o mezcla (Niño-Neutral/Neutral-Niño), debido a una menor escorrentía, menor entrada de sedimentos y por tanto menor cantidad de nutrientes. La literatura disponible sobre calidad de agua y variabilidad climática es escasa ya que la mayoría de los estudios se enfocan en el binomio, cantidad (disponibilidad) de agua y variabilidad climática.

Los índices de calidad históricos de acuerdo a CCME categorizaron la calidad del agua cruda del embalse Los Laureles para el uso protección de la vida acuática desde pobre hasta buena. Mientras que de acuerdo a USEPA categorizaron la calidad del agua cruda del embalse Los Laureles para el mismo uso desde pobre hasta excelente. Por tanto la población acuática presente en el embalse está sometida a frecuentes periodos de estrés, lo que minimiza su biodiversidad y la salud del ecosistema en general. Mientras que al analizar el comportamiento de los índices y categorías de calidad históricos calculados para el uso protección de la vida acuática con base en el estatus ENSO se observó el mismo

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

comportamiento que en el uso de consumo de agua potable, que en presencia del fenómeno de El Niño la calidad del agua cruda del embalse fue mejor que contra las otras categorías.

La categorización de la calidad de agua varió también en función del número de parámetros y número de campañas de muestreo realizadas en el año. Disminuyendo los valores de los índices y por lo tanto la categorización de la calidad del agua cruda cuando se disponían de más parámetros y más muestreos, desenmascarando la realidad del agua cruda del embalse Los Laureles. También varió espacialmente en el embalse observándose que el punto Centro generalmente presenta los mayores valores WQI y el punto Cola los menores. Esto probablemente debido al impacto del arrastre de contaminantes de la red de drenaje de la subcuenca del río Guacerique.

Conclusiones del objetivo #3

La comunidad del fitoplancton del embalse Los Laureles resultó coincidente a otros ecosistemas tropicales lénticos (Nicaragua y embalses en Venezuela) que comparten características y condiciones eutróficas similares. Estas condiciones permitieron durante todo el período de estudio el crecimiento y presencia de algunos taxa, resultando *Anabaena planctonicum* con mayor interés, ya que está ligada a la producción de toxinas, las cuales pueden ser difíciles de remover por el sistema de tratamiento si alcanzaran altas densidades.

De acuerdo a los índices de riqueza, la comunidad del fitoplancton y zooplancton del embalse Los Laureles reportan una baja biodiversidad, la cual coincide con una baja equitatividad. Mientras, los índices de dominancia evidencian sucesiones de diferentes taxa con una alta dominancia. Este escenario está fuertemente relacionado a las actividades humanas que ejercen presión sobre el embalse entre ellas incendios, deforestación y otros.

La comunidad del zooplancton del embalse Los Laureles, estuvo mejor representado por los rotíferos, ya que aportaron mayoritariamente a la riqueza de especies. Sin embargo, la abundancia numérica varió fuertemente entre

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

muestreos, lo cual parece ser una respuesta a cambios hidrológicos y perturbaciones químicas, físicas y biológicas. Ya que la representación mayoritaria de este grupo es indicativa de niveles avanzados de eutrofización.

La comunidad zoobéntica estuvo representada únicamente por la especie *Limnodrilus hoffmeisteri*. Las altas densidades y dominancia registradas en los puntos Cortina y Centro durante el periodo lluvioso, obedece a la estrecha asociación con el arrastre de material y nutrientes desde los tributarios hacia el embalse, dado su reconocimiento mundial como un efectivo indicador de contaminación orgánica en ambientes acuáticos.

Los diferentes criterios de evaluación utilizados para la determinación del estado trófico del embalse Los Laureles, lo ubican en un nivel eutrófico, con tendencia a la hipereutrofia. Esta situación coincide con la evaluación visual *in situ*, donde se comprobó que el embalse es el gran receptor de la presión antrópica que tiene la subcuenca del río Guacerique y que rodean al embalse.

Conclusiones del objetivo #4

Se encontraron altas concentraciones de aluminio, hierro y manganeso en los sedimentos del embalse Los Laureles, las cuales provienen mayormente del arrastre hídrico a través de la red de drenaje de la subcuenca Guacerique. El hierro y manganeso son la causa de mayor turbidez de las aguas del embalse de acuerdo a los análisis que son concluyentes con los reportes históricos del Laboratorio de Control de Calidad del SANAA. Al mismo tiempo se encontraron concentraciones superiores al nivel de efecto umbral para el metaloide arsénico (As), los cuales se cree pueden ser producto de la geoquímica de la subcuenca Guacerique. El arsénico esta llegando y acumulándose en los sedimentos del embalse producto de intemperismo y el arrastre a través de la red de drenaje. Este metaloide se considera tóxico y causante de efectos adversos tanto para la salud humana como para la vida acuática sin embargo se cree que no llega a estar biodisponible gracias a las altas concentraciones de óxidos de hierro al cual esta asociado y que actúan como un efecto tampón o regulador. Otro de los reguladores del arsénico en los sedimentos del embalse Los Laureles es el pH,

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

éste muestra valores entre 6,5 y 6,9 (fondo), los cuales son ligeramente ácidos muy cercano al valor neutro.

Las concentraciones de plomo (Pb) encontradas en los sedimentos durante los dos primeros muestreos del estudio son superiores al nivel de efecto umbral y se cree que es producto en su mayoría de la actividad antrópica en la parte baja de la subcuenca Guacerique. Este metal pudo llegar a los sedimentos del embalse producto del arrastre durante la época lluviosa y se precipitó en el fondo por la asociación con material particulado como óxidos de hierro y manganeso. Es un metal de escasa movilidad que una vez precipitado se asocia bien a las arcillas del sedimento formando parches de este metal. Mientras que las concentraciones encontradas de Zinc (Zn) y Cobre (Cu) se considera que no representan un peligro para la vida acuática del embalse, debido a que se encuentra por debajo del nivel de efecto umbral. Ambos metales son regulados por la presencia de óxidos de hierro y manganeso, así como también por el pH del embalse.

RECOMENDACIONES PARA EL SERVICIO AUTONOMO NACIONAL DE ACUEDUCTOS Y ALCANTARILLADOS (SANAA)

Recomendaciones del objetivo #1

Se debe apostar por estaciones hidrométricas automáticas que envíen la información en tiempo real a un servidor y que solo requieran del personal de mantenimiento del equipo cada seis meses. Para minimizar el margen de error.

Retomar y actualizar la información de los aforos mensuales del río Guacerique e incluir en la base de datos aforos de los principales tributarios. Para tener información integral de la subcuenca y reducir la incertidumbre que provoca la ausencia de datos.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Realizar una investigación que compare y compruebe la mejor metodología para cuantificar el aporte de sedimentos provenientes de la subcuenca Guacerique hacia el embalse Los Laureles, la investigación debe hacerse durante al menos un año hidrológico, realizando 12 mediciones, una cada mes. Para reducir la incertidumbre que causa la extrapolación de datos y tener mayor precisión del transporte de sedimentos al embalse.

Recomendaciones del objetivo #2

Se deben hacer monitoreos de calidad sistemáticos por lo menos con una regularidad de seis veces al año para poder detectar patrones o tendencias de parámetros físico-químicos y biológicos de interés identificados en este estudio y su potencial relación con la variabilidad climática o bien con la estacionalidad. Realizar dos muestreos en la época seca, (marzo y abril), dos muestreos en la época lluviosa, (junio y septiembre), dos muestreos durante la época de frentes fríos, (noviembre y enero).

Seleccionar los parámetros que fallaron y que han sido expuestos en esta investigación de manera complementaria a aquellos parámetros que son de obligatorio cumplimiento. Esto permitirá tener una clasificación real de la calidad del agua del embalse para diferentes usos ya que se podrá comparar el mismo número de parámetros y el mismo número de campañas de muestreo por año, uniformizando la información.

Recomendación del objetivo #3

Realizar un mínimo de dos (2) muestreos hidrobiológicos al año (periodo seco y periodo lluvioso), considerando la presencia de taxa ligados a la producción de toxinas (*Anabaena* y *Cylindrospermopsis*) los cuales podrían poner en riesgo la salud de la población, si estas llegaran a alcanzar altas densidades poblacionales. De esta forma se pueden tomar las decisiones correctas en tiempo y forma.

Recomendaciones del objetivo #4

Realizar un monitoreo cada seis (6) meses (época seca y época lluviosa) en los sedimentos del punto Cortina y Centro del embalse Los Laureles para los metales/metaloide: arsénico (As), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo total (Cr-T), mercurio (Hg), plomo (Pb) y Zinc (Zn). Para mantener la vigilancia de su biodisponibilidad provocada por perturbaciones en el embalse, como dragado y otros.

Si se desea preservar y proteger las actuales condiciones de abundancia y diversidad biológica del embalse Los Laureles como un uso prioritario para que la vida acuática pueda prosperar con un menor impacto antrópico, se recomienda que no se realicen las acciones de dragado. Estas acciones en el embalse Los Laureles se considera potencialmente peligrosas ya que podría ser una de las posibles causas de la alteración de la estabilidad de algunos metales potencialmente peligrosos para la vida acuática y zoobentónica, aumentando su biodisponibilidad en el ambiente y con ello consecuencias tales como aumento de mortalidad, disminución de abundancia y diversidad biológica, desarrollo anormal de individuos en especies sensibles, cambios de comportamiento, entre otros.

Iniciar, continuar y mejorar los programas de reforestación de la subcuenca Guacerique, especialmente en la parte media y baja para que mitigue el efecto de arrastre de material mineral hacia el embalse. En la parte baja de la subcuenca se recomienda mantener un monitoreo de las actividades humanas tales como agricultura, industria, militar, hospitalaria y domestica a fin de buscar soluciones ante un posible evento de contaminación hídrica por estas actividades y que por arrastre y precipitación se deposite en los sedimentos del embalse Los Laureles.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agency for Toxic Substances y Disease Registry (ATSDR). **2012**. Public Health Statement for Cadmium. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=48&tid=15>

Ahlgren, G. **1970**. *Limnological studies of Lake Norrviken, a eutrophicated Swedish Lake. II. Phytoplankton and its production*. Schweizerische Zeitschrift Für Hydrologie Vol. 32 Fasc. 2

Ahlgren, I., Erikson, R., Moreno, L., Pacheco, L., Montenegro-Guillén, S. y Vammen, K. **2000**. *Pelagic food web interactions in Lake Cocibolca, Nicaragua*. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 27: 1740- 1746.

Ahlstrom, E.H. **1933**. *A quantitative study of Rotatoria in Terwilliger's pond. Put-in Bay, Ohio*. Bull. Ohio. Bioi. Surv., 30: 494- 530.

Alcocer J., E. Escobar, P. Řezníčková y L. A. Oseguera. 2016. La comunidad de macroinvertebrados bentónicos litorales como un reflejo de la heterogeneidad ambiental. Hidrobiológica 26 (3): 403-418

Alonso-Eguáalis, P., González-Valencia, L., Estrada Carbajal, C., Rocha Mendoza, M. **2011**. *La fauna de macroinvertebrados bentónicos del lago de Pátzcuaro y su uso como indicadores del estado de salud e integridad del hidrosistema*. In: En Huerto-Delgadillo R. I., S. Vargas Velázquez & C. F. Ortiz Paniagua (eds). Estudio ecosistémico del lago de Pátzcuaro: aportes en gestión ambiental para el fomento del desarrollo sustentable. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México. pp. 157-189.

Alonso, C. H. **1983**. *Proposición de nuevo criterio propuesto para calificar aptitud de uso en riego para aguas del norte de Chile. III Simposio sobre Contaminación Ambiental, orientada al recurso agua*. Estación Experimental La Platina, INIA, Santiago, octubre 1983. INIA-Intendencia Región Metropolitana. Tomo I: 10-14.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Alves, R.G., Marchese, M.R., y Escarpinati, S.C. **2006**. *oligochaeta (annelida, clitellata) in lotic environments in the state of são paulo, brazil*. iheringia, série zoologia, 96 (4): 431-435.

Alves, R.G., Marchese, M.R., y Martins, R.T. **2008**. *oligochaeta (annelida, clitellata) of lotic environments at parque estadual intervalos (são paulo, brazil)*. biota neotropica 8: 21-25.

Alves, R.G., y Lucca, J. **2000**. *oligochaeta (annelida: clitellata) como indicadores de poluição orgânica em dois córregos pertencentes à bacia do ribeirão do'ouro – araraquara (são paulo, brasil)*. brazilian journal of ecology 2: 112-117.

Ambientum. **2018**. Determinación de cloruros. Las Rozas, Madrid, España. Disponible en: https://www.ambientum.com/enciclopedia_medioambiental/aguas/determinacion_d_e_cloruro.asp

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environmental Federation (WEF). **2016**. *Standard methods for the examination of water and wastewater (SMWW)*. Consultado por última vez el 10 de enero de 2017. Enlace: <http://www.standardmethods.org/Store/index.cfm>

Armitage PD, Cranston PS, Pinder LCV. **1995**. *The Chironomidae. Biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London. 572 p.

Arosena R, Chalar G, Fabián D, De León L, Brugnoli E, Silva M, Rodó E, Machado I, Pacheco JP, Castiglioni R y Gabito L. **2008**. *Estado Trófico de Embalses P. Severino y Canelón Grande*. Informe final del convenio DINAMA- Facultad de ciencias (Sec. Limnología) Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio.

Astiz, S. y Alvarez, H. **1998**. *El zooplancton en el alto y medio río Orinoco, Venezuela*. Acta Científica Venezolana 49: 5-18.

Aston, R.J. **1973**. *Field and experimental studies on the effects of a power station effluent on tubificidae (oligochaeta, annelida)*. hydrobiologia 42 (2): 225-242.

Badilla, H. Viquez, C. Zamora E. **2005**. *Evaluación de las Fuentes de Agua*

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Potable de la Ciudad de Grecia. Taller de Diseño Escuela de Ingeniería Civil.

Badillo Germán, J.F. **1985**. *Curso básico de toxicología ambiental*. p. 205-29. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Metepec; ECO; Tab.

Barnston, A. G., Tippet, M. K., **2013**. [Predictions of Nino3.4 SST in CFSv1 and CFSv2: a diagnostic comparison](#). *Climate Dynamics*, 41, 1615-1633. DOI: 10.1007/s00382-013-1845-2

Bass, D. Y R.C., Harrel. **1981**. *Water quality of a southeast Texas stream*. *Hydrobiologia*, 76: 69-79.

Bates, B.C., Z.W. Kundzewicz, S. Wu y J.P. Palutikof, Eds., **2008**. *El Cambio Climático y el Agua*. Documento técnico del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, Secretaría del IPCC, Ginebra, 224 págs.

Bejarano, M., L. Madrid. **1992**. *Solubilization of heavy metals from a river sediment by a residue from olive oil industry*. *Environment Technology*, Vol. 13:979-985.

Berga, L. **2008**. *Forma y función en presas y embalses*. I.T. N.o 81.

Bern, L. **1990**. *Size-related discrimination of nutritive and inert particles by freshwater zooplankton*. *Journal of Plankton Research* 12: 1059-1067.

Berrios, S. **2014**. *Protección legal de las fuentes de agua en la ciudad de Tegucigalpa*. *Revista de Derecho*, Vol 35, No. 1

Bonetto, A.A. **1975**. *Hydrological regime of the Paraná river and its influence on ecosystem*. P. 175-198. IN: coupling of land and water systems. Hasler A.D. (ed.) Springer-Verlag, New York.

Bonetto, A.A. **1976**. *Calidad de las aguas del rio Paraná. Introduccion a su estudio ecológico*. Dir. Nac. Const. Por. Y vias Naveg. INCYTH-PNUD-ONU. 202p.

Bonetto, A.A. **1986**. *The Paraná river system*. P. 541-556. IN: The ecology of river system. Davis, B. y K.F. Walker, (eds.). Dr Junk Pub. The Netherlands.

Bonetto, A.A.; I. Wais y H.P. Castello. **1989**. *The increasing damming of the Paraná basin and its effects on the lower reaches*. *Regulated Rivers: research and management* 4:333-346.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Bouraoui, F., Galbiati, L. y Bidoglio, G. **2002**. *Climate change impacts on nutrient loads in the Yorkshire Ouse catchment (UK)*. Hydrol. Earth System Sci. 6, 197–209.

Bouraoui, F., Grizzetti, B., Granlund, K., Rekolainen, S. y Bidoglio, G., **2004**. Impact of climate change on the water cycle and nutrient losses in a Finnish catchment. *Climatic Change*, 66, 109–126.

Boyle T, Smillie G, Anderson J, Beeson D. **1990**. A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. Res J WPCF 1990;62:749-762.

Brandorff, G.O., W. koste and N.N. Smirnov, **1982**. *The composition and structure of Rotiferan and Crustacean Communities of the lower Rio Nhamunda, Amazonas, Brasil*. Studies on Neotropical Fauna and Environment, 17. 69-121

Brenes, L.G. **1986**. *Interpretación morfodinámica preliminar del área de subcuencas del río Choluteca, región metropolitana de Honduras*. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 43 p.

Brinkhurst y Márchese. **1992**. *Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica*. Climax 6, Santo Tomé, Argentina, 207 p.

Brinkhurst, R.O. y Cook, D.G. **1974**. *Aquatic oligochaete biology*. Plenum Press, New York: 55 – 77.

Bruno, M. C., Reid, J.W., y Perry, S.A. **2005**. *A list and identification key for the freshwater, free-living copepods of Florida (U.S.A.)*. Journal of Crustacean Biology 25: 384-400.

Butler N.M., Suttle,C.A., y We Neill. **1989**. *Discrimination by freshwater zooplankton between single alga! cells differing in nutritional status*. Oecologia 78: 368-372.

Callisto, M. y F. A. Esteves. **1996**. *Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural*. Acta Limnologica Brasiliensia 8: 115-126.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Campbell, P.G.C., and A. Tessier. **1996**. *Ecotoxicology of metals in aquatic environments: Geochemical aspects*. In: *Ecotoxicology: A hierarchical treatment*, M.C. Newman and C.H. Jagoe, eds. Lewis Publishers, Boca Raton, FL

Carlson, R. E. and Simpson, J. **1996**. "A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods", North American Lake Management Society.

Carlson, R.E. **1977**. *A trophic state index for lakes*. *Limnol. Oceanogr.*, 23,361-369.

Carmichael, W.W. **1997**. *The Cyanotoxins*. *Adv. Bot. Res.* 27: 1 – 256

Carriker, N.E., W.T. Gillespie and P.L. Brezonik. **1976**. *Boron and Arsenic Studies in Florida Waters*. *Florida Water Resources Council*, Publ. No. 34, Gainesville, Florida.

Carter, J., Dadswell, M., Roff, J., y Sprules, W. **1980**. *Distribution and zoogeography of planktonic Crustaceans and Dipterans in glaciated Eastern North America*. *Canadian Journal of Zoology*, 58: 1355-1387.

Carvalho, E.M. y Uieda, V.S. **2004**. *Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de itatinga, são paulo, brasil*. *revista brasileira de zoologia* 21 (2): 287-293.

Castro, R., Jorquera, L. Moya, J. **1982**. *Monografía de la cuenca del río Claro*. Maule UC. *Revista de la Universidad Católica de Chile sede del Maule* No8: 63-68.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). **1995**. *Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*. CCME EPC-98E. Prepared by Environment Canada, Guidelines Division, Technical Secretariat of the CCME Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa.

CCME. **1999**. *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Canadian Council of Ministers of the Environment. Excerpt from Publication No. 1299; ISBN 1-896997-34-1

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

CCME. **2016**. *Canadian environmental quality guidelines*. Consultado por última vez el 15 de enero de 2017. Enlace: https://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/

Chalar, G. **1994**. *Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad de agua*. Revista Chilena de Historia Natural. 67: 129 – 141.

Chang, K., Sakamoto, M., Ha, J., Murakami, T., Miyabara, Y., Nakano, S., Imai, H., Doi, H., y Hanazato, T. **2008**. *Comparative study of pesticide effects (Herbicide and Fungicide) on zooplankton community*. Interdisciplinary studies on environmental chemistry-Biological response to chemical pollutants: 361-366. Terrapub, Tokio.

Chapman, W.H., H.L. Fisher and M.W. Pratt. **1968**. *Concentration Factors of chemical Elements in Edible Aquatic Organisms*. Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, California. URL-50564. 46 pp. (Cited in USEPA 1979.)

Chen, W., Tan, S.K., Tay, J.H. **1996**. *Distribution, fractional composition and release of sediment-bound heavy metals in tropical reservoirs*. Water, air, and soil pollution 92:273-287.

Cisneros, R., y Mangas, E. I. **1991**. *Zooplankton studies in a tropical lake (Lake Xolotlán, Nicaragua)*. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 24: 1167- 1170.

Clements, W., y Newman, M. **2002**. *Ecotoxicology*. ISBN 0-471-49519-0

Cole, G. A. **1983**. *Textbook of Limnology*. 3rd ed. The CV Mosby Co. Saint Louis.

Cox, D.P. **1979**. *The distribution of copper in common rocks and ore deposits*. In Copper in the Environment. Part 1: Ecological Cycling. J.O. Nriagu (ed.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. pp. 19-42.

Cronberg, G y Annadotter, H. **2006**. *Manual on aquatic cyanobacteria*. A photo guide and a synopsis of their toxicology. 103 pp.

Cuello, M. **2008**. *Aislamiento y caracterización de Anabaena sp. de la camaronera*

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Aan Agustín, Machala provincia de el Oro, Ecuador 2007 y evaluación de su crecimiento en función de la concentración de sal. Tesis de grado. Escuela Politecnica del Ejercito.

Custodio, E., y Llamas, M. R. **2001**. *Hidrología subterránea segunda edición tomo I*. Barcelona, España: Ediciones Omega, S. A.

Danilov, R. **1999**. *The efficiency of seven diversity and one similarity indices based on phytoplankton data for assessing the level of eutrophication in lakes in central Sweden*. The Science of the Total Environment 234. 15-23

Darley, M. W. **1987**. *Biología de las algas*. 518 pag.

Deevey, E. S., Deevey, G. B., y Brenner, M. **1980**. *Structure of zooplankton communities in the Peten Lake District, Guatemala*. In W. C. Kerfoot (ed.). Evolution and Ecology of Zooplankton Communities. The University Press of New England. Hanover (NH); Land.: 669-678.

Delfino, J.J., y Lee, G.E. **1968**. *Chemistry of manganese in Lake Mendota, Wisconsin*. Environ. Sci. Tehnol. 2:1094-1100.

Demayo, A. y Taylor, M.C. **1981**. *Copper*. In *Guidelines for Surface Water Quality*. Vol. 1. Inorganic Chemical Substances. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa.

Demayo, A., Taylor, M. y Reeder, S.W. **1980**. *Lead*. In *Guidelines for Surface Water Quality*. Vol. 1. Inorganic chemical Substances. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa.

Dickerson, K. D., Medley, K. A., y Havel, J. E. **2010**. *Spatial variation in zooplankton community structure is related to hydrologic flow units in the Missouri River*. USA. River Res. Applic. 26: 605–618.

Diersing, N. **2009**. *Water quality: frequently asked question*. Florida Brooks National Marine Sanctuary, Cay West, Florida.

Doménech, X. **1997**. *El impacto de los contaminantes*. En Miraguano (Eds). Química del sedimento, 190 pp.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Duggan, I., Green, J., y Shiel, R. **2002**. *Distribution of rotifers in North Island, New Zealand lakes: Relationships to environmental and historical factors*. Freshwater Biology, 47: 195-206.

Dumont, H.J., Green, J., y Masundire, H. **1994**. *Characteristics of tropical freshwater zooplankton (TFZ)*. Hydrobiologia 272: 293–295 .

Edmondson, W.T. **1944**. *Ecological studies of sessile Rotatoria*. Part-I. Factors affecting distribution. Ecol. Monogr., 14: 31-66.

Einstein, H.A. y Krone, R.B. **1962**. *Experiments to determine modes of cohesive sediment transport in salt water*. J. Geophys. Res. 67: 1451-1461.

Eisler, R. **1988**. *Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review*. Biol. Rep. 85(1.14). U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Laurel, MD.

Ejsmont-Karabin, J. **1995**. *Rotifer occurrence in relation to age, depth and trophic state of quarry lakes*. Hydrobiologia, 313/314: 21-28.

Environment Canada. **1998**. *Canadian sediment quality guidelines for zinc: Supporting document*. Environmental Conservation Service, Ecosystem Science Directorate, Science Policy and Environmental Quality Branch, Guidelines and Standards Division, Ottawa. Draft.

FAO. **1997**. *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. Estudio FAO de riego y drenaje – 55. ISBN 92-5-303875-6

Fattorelli, S., y Fernández, P. **2011**. *Diseño Hidrológico*. Segunda Edición. ISBN:978-987-05-2738-2.

Ferguson, J.F., y J. Gavis. **1972**. *A review of the arsenic cycle in natural waters*. Water. Res. 6:1259–1274.

Fernando, C.H. **2002**. *A Guide to Tropical Freshwater Zooplankton Identification, Ecology and Impact on Fisheries*. Backhuys Publishers, Leiden, 291 pp.

Findlay, J.J.L., Hecky, R.E., Hendzel, L.L., Stainton, S.P., y Regehr, G.W. **1994**. *Relationship between N_2 fixation and heterocyst abundance and its relevance to the nitrogen budget of Lake 227*. Can, J. Fish. Aquat. Sci., 51,2267-2273.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Flett, R.J., Schindler, D.W., Hamilton, R.D., y Campbell, N.E.R. **1980**. *Nitrogen fixation in Canadian Precambrian Shield lakes*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*, 37,494-505.

Forstner, U. y Prossi, F., **1978**. *Heavy metal pollution in freshwater ecosystems*. Biological aspects of freshwater pollution. pp 129-161. Commision of the European Communities Ed. Pergamon Press.

Förstner, U. y Salomons, W. **1980**. *Trace metals analysis on polluted sediments. I. assesment of surces and intensities*. *Enviroment Technology Letters* 1, 494-505.

Fraile H., Orive, E. Y Pozo, J. **1995**. *Evaluación del estado trófico y comparación de modelos relativos al fósforo en los embalses de Cernadilla y Valparaíso (Río Tera, Zamora)*. Lab. Ecología, F. Ciencias, Universidad de País Vasco, España.

Fuenzalida, H. **1965**. *Hidrografía*. Capítulo V, Pág. 153-199. En *Geografía Económica de Chile*. Corporación de Fomento de la Producción. Texto refundido, 885 pp.

Fuller, D., Stemberger, R., y Gannon, J. **1977**. *Limnetic rotifers as indicators of trophic change*. *Journal of Elisha Mitchell Scientific Society*, 93: 104-113.

Fusari, L.M. y Fonseca-Gessner A.A.. **2006**. *Environmental assesment of two small reservoirs in southeastern brazil, using macroinvertebrate community metrics*. *acta limnologica brasiliense* 18 (1): 89-99.

Galar, M., Martínez, L., Sánchez, E., y López, E. **2006**. *Efecto de sedimentos naturales enriquecidos con zinc, en modelos aislados y en microcosmos, sobre tres especies de invertebrados bentónicos*. *Revista de Biología Tropical*, 54(2), 451-460. Consultado el 16 de agosto de 2017 en http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442006000200022&lng=en&tling=es.

Gannon, J. E. y Stemberger, R.S., **1978**. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. am.Micros.Soc.* 97: 16-35.

Garcia, J. **2015**. *El zooplancton como indicador de la calidad del agua en embalses*. Institut Cavanilles de Biodiversitat i biología evolutiva. 384 p.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Genung, A. **2012**. *Zooplankton of the Great Lakes*. Central Michigan University.

Consultado el 26 de agosto de 2017 en: www.cst.cmich.edu/users/mcnaulas/zooplankton%20web/bosmina/bosmina.html

Gibbs R.J. **1983**. "Effect of Natural Organic Coatings on the Coagulation of Particles", Environmental Science and Technology, 17:(4), 237 - 240.

Girão, E.G. et al. **2007**. *Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibaras pelo emprego da análise da componente principal*. Revista Ciência Agronômica, v.38, n.1; p.17-24.

Goldman C. R., y A. J. Horne. **1994**. *Limnology*. McGraw Hill, Inc. N.Y.

Golterman, H., Sly, P. y Thomas, R. **1983**. *Study of the relationship between water quality and sediment transport*. UNESCO, Francia, Pp 1-123.

González, E.J., Ortaz, M., Peñaherrera C., y Matos, M.L. **2004**. *Fitoplancton de un embalse tropical hipereutrófico (Pao-Cachinche, Venezuela): Abundancia, biomasa y producción primaria*. Interciencia 29: 548-555.

González, S. **1991**. *Upper critical level of copper to alfalfa, in ten Chilean soils*. Water Air and Soil Pollution 57-58: 201-208.

Goulden, C. **1968**. *The Systematics and Evolution of the Moinidae*. American Philosophical Society, 58: 5–101.

Goyenola, G. **2007**. *Guía para la utilización de las Valijas Viajeras Red de Monitoreo Ambiental Participativo de Sistemas Acuáticos RED MAPSA Versión 1.0*. Disponible en: aulaciencia@gmail.com

<http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/>

Green, J. **1960**. *Zooplankton of River Sokoto*. The Rotifera. Proc. Zool. Soc. London, 135: 491-523.

Hakanson, L y Jansson, M. **1983**. *Principles of Lake Sedimentology*. Springer-Verlag, Germany, 314 pp.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Håkansson, S., **1993**. *Numerical methods for the inference of pH variations in mesotrophic and eutrophic lakes in southern Sweden - a progress report*. Diatom Research 8(2) : 349-370.

Hallegraeff, G. M. **1993**. *A review of harmful algal blooms and their apparent global increase*. Phycologia 32: 79–99, doi:[10. 2216/i0031-8884-32-2-79.1](https://doi.org/10.2216/i0031-8884-32-2-79.1)

Hart, B.A. **1975**. *Bioconcentration and toxicity of cadmium in Chlorella pyrenoidosa*. In The Effect of Cadmium on Freshwater Phytoplankton. Prepared for Office of Water Research and Technology, Washington, D.C. PB-257 547. pp. 1-31.

Harvey, H.H., Pierce, R.C., Dillon, P.J., Kramer, J.R., y Whelpdale, D.M.. **1981**. *Acidification in the Canadian Aquatic Environment: Scientific Criteria for Assessing the Effects of Acidic Deposition on Aquatic Ecosystems*. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, National Research Council of Canada, Ottawa. NRCC No. 18475. 369 pp.

Hazanato, T., Yasuno, M. **1987**. *Experimental studies on competition between Bosmina longirostris and Bosmina fatalis*. Hydrobiologia, 154: 189–199.

Health and Welfare Canada. **1980**. *Iron*. In *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality 1978*. Supporting Documentation. Supply and Services Canada, Ottawa. pp. 317-325.

Helmar, R. et al. **1997**. *Water pollution Control -A Guide to the Use of Water Quality Management Principles-*, WHO/UNEP

Hem, J.D. **1970**. *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*. 2nd edition. U.S. Geol. Surv. Water Supply Paper 1473. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 363 pp.

Henry, R., Hino, K., Tundisi J.G., y Ribeno, J. **1985**. *Responses of phytoplankton in Lake Jacaretinga to enrichment with nitrogen and phosphorus in concentrations similar to those of the River Solimoes (Amazon, Brazil)*. Arch, HydrobioL, 103,453-477

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Hernández, A., Cortes, D. **2009**. *Hidráulica de ríos*. Morfología, Técnicas de medición y muestreo en los ríos. Universidad Politécnica Nacional

Hernández, I., Marin, M., Henriquez, L., y Garay, M. **2016**. *Variación espacial y temporal de la diversidad y abundancia del fitoplancton del lago de Yojoa en un año hidrológico 2014-2015*. Revista Ciencia y Tecnología 19: 40 – 77.

Hernández, R., Morales, M.R., Ortega M., Alvarado, R., Sánchez, J.D., y Medrano F. **2008**. *Variación anual del fitoplancton en el lago cráter La Alberca de Tacámbaro, Michoacán, México*. Biológicas, 10, 5-17.

Holcombe, G.W. y Andrew, R.W. **1978**. *The Acute Toxicity of Zinc to Rainbow and Brook Trout*. Comparisons in Hard and Soft Water. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-78-094.

Hooker, E., Ruiz, M., y Pum, M. **1991**. *Phytoplankton community composition in Lake Xolotlan (Managua)*. Hydrobiological Bulletin. Vol 25 (2), 121 – 124.

Horne, A.J., y Goldman, C.R. **1994**. *Zooplankton and Zoobenthos*. En: Limnology: 265-298. Second edition. McGraw-Hill inc., USA.

Howard, H.H, y Chisholm, S.W. **1975**. *Seasonal variation of manganese in a eutrophic lake*. Am. Midl. Nat. 93: 188 – 197.

Huntington, T.G., **2006**. *Evidence for intensification of the global water cycle*. review and synthesis. *J. Hydrol.*, 319, 83 – 95.

Hurin, J., Havel, J., Leibold, M., y Pinel-Allooul, B. **2000**. *Local and regional zooplankton species richness: a scale-independent test for saturation*. Ecology, 81: 3062-3073.

Hurlbert, S. H. **1971**. *The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters*. Ecology 52: 577 – 586 .

Hutchinson, G.E. **1957**. *A treatise on Limnology*. C'o- lurncj I. Geography, Physics, and Chemistry, J. Wiley y Sons, Inc., New York. XIV, 1.015 págs.

Hutchinson, G.E. **1967**. *A treatise on Limnology Vo1.2*. Introduction to lake biology and limnoplankton: John Willey and Sons, pp. 1115.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Ignatiades, L., Vassiliou, A., y Karydis, M. **1985**. *A comparison of phytoplankton biomass parameters and their interrelation with nutrients in Saronikos Gulf (Greece)*. Hydrobiologia; 128: 201 – 206.

IJC. **1976**. *Fourth Annual Report*. Great Lakes Water Quality Board, International Joint Commission, Windsor, Ontario. p. 45.

INE. **2015**. *Proyecciones de población 2014 – 2030*. Instituto Nacional de Estadísticas de Honduras.

International Research Institute (IRI). **2014**. *Eight misconceptions about El Niño (and La Niña)*. Consultado en línea el 5 de octubre 2018 en: <https://iri.columbia.edu/news/eight-misconceptions-about-el-nino/>

International Research Institute (IRI). **2016**. *IRI ENSO Forecast, 2016 december quick look*. Consultado en línea el 30 de diciembre 2017 en: <https://www.iri.columbia.edu/our-expertise/climate/forecast/enso/current/>

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **2007**. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis: Summary for Policymakers*. Fourth Assessment Report of the IPCC (ed. by M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden y C. E. Hanson). Cambridge University Press, Cambridge, UK.

IPCC **2013**. *Cambio Climático 2013: Las Bases de la 19 ciencia física*. Afirmaciones principales del Resumen para responsables de políticas.

Jaques, A.P. **1985**. *National Inventory of Sources and Releases of Lead*. Environmental Protection Service, Environment Canada, Ottawa. 39 pp.

Jeppesen, E., Sondergaard, M., Jensen, J. P., Havens, K. E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M. F., Deneke, R., Dokulil, M. T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S. E., Hilt, S., Kangur, K., Kohler, J., Lammens, E. H. H. R., Lauridsen, T. L., Manca, M., Miracle, M. R., Moss, B., Noges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C. L., Straile, D., Tatrai, I., Willen, E. y Winder, M. **2005**. *Lake responses to reduced nutrient loading—an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies*. Freshwater Biology 50, 1747–1771.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Johnson, D.L., Ambrose, S.H., Bassett, T.J., Bowen M.L., Crummey, D.E., Isaacson, J.S., Johnson, D.N., Lamb, P., Saul, M., Winter-Nelson, A.E. **1997**. *Meaning of environmental terms*. Journal of Environmental quality – 26: 581 – 589.

José de Paggi, S., **2002**. Diversidad de rotíferos Monogonta del Litoral Fluvial Argentino. INSUGEO, Miscelánea, 12: 185 – 194.

Juget, J. y Lafont, M. **1994**. *Distribution of Oligochaeta in some lakes and pools of Bolivia*. Hydrobiologia 278: 125–127

Junk, W.j.; P.B. Bayley y R.E. Sparks. **1989**. *The flood pulse concept in river-floodplain systems*. IN:Proceedings of the International Large River Symposium. Dodge, D.P. (ed.) Can. Spec. Publ. Fish. Aqual. Sci. 106:110-127.

Kajak, Z. y Hillbricht-Ilkowska. **1972**. *Analysis of the influence of fish on benthos by method of enclosures*. pp 781-783. In: Productivity problems of Freshwaters. PWN. Polish Sientific Publishers, Warsaw- Krakow.

Karydis M, Tsirtsis G. **1996**. *Ecological indices: a biometric approach for assessing eutrophication level in the marine environment*. Sci Total Environ.; 186: 209 – 219.

Kaushik, S., y Saksena, D.N. **1995**. *Trophic status and rotifer fauna of certain water bodies in Central India*. J. Environ. Biol., 16(4): 283-291.

Kennedy, C.R. **1965**. *The distribution and hábitat of Limnodrilus Claparède (Oligocheta: Tubificidae)*. Oikos, 16: 26 – 38.

Klohn, W. **1972**. *Hidrografía de las zonas desérticas de Chile*. Ed. J. Buró. Proyecto CHI-35. Investigaciones de los Recursos Hidráulicos en el Norte Grande. PNUD.

Lacroix G. **1992**. *Lagos y ríos. Medios vivos*. Plural. Barcelona, España. 255 pp.

Lampert, W., y Muck, P. **1985**. *Multiple aspects of food limitation in zooplankton communities: the Daphnia- Eudiaptomus example*. Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie 21: 311-322.

Ledesma, C; Bonansea, M; Rodríguez, C; Sánchez A. **2013**. *Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba. (Argentina)*.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Revista Ciencia Agronómica. Formato PDF. Consultado 13 de Julio de 2015 En línea. Disponible en: <http://www.scielo.br/pdf/rca/v44n3/a02v44n3.pdf>

Leemans, R., y Kleidon, A. **2002**. *Regional and global assessment of the dimensions of desertification. Global Desertification: Do Humans Cause Deserts?* J.F. Reynold and D.S. Smith, Eds., Dahlem University Press, Berlin, 215 – 232.

Lenntech. **2018**. Cinc y agua: mecanismos de reacción, impacto ambiental y efectos en la salud. Delfgauw, Los Países Bajos. Disponible en: <https://www.lenntech.es/calculadoras/tds/tdsyconductividad-electrica.htm>

Lenntech. **2018**. Cinc y agua: mecanismos de reacción, impacto ambiental y efectos en la salud. Delfgauw, Los Países Bajos. Disponible en: <https://www.lenntech.es/cinc-y-agua.htm#ixzz5gW3koL7t>

Lenntech. **2018**. Hierro en las aguas subterráneas. Delfgauw, Los Países Bajos. Disponible en: <https://www.lenntech.es/agua-subterranea/hierro.htm>

Lenntech. **2018**. Turbidez. Delfgauw, Los Países Bajos. Disponible en: <https://www.lenntech.es/turbidez.htm>

Lind, O. **1985**. *Handbook of common methods in limnology*. Kendall Publishing Company. Dubuque, Iowa. 199 p.

Little, T., Demelo, R., Taylor, D., y Hebert, P. **1997**. *Genetic characterization of an Arctic Zooplankter: Insights into geographic poliploidy*. Proceeding of the Royal Society of London series B-Biological Sciences, 264-1386: 1363–1370.

Little, T.J., O'Connor, B., Colegrave, N., Watt, K., y Read, A.F. **2003**. *Maternal transfer of strain-specific immunity in an invertebrate*. Curr Biol. 13: 489–492.

Lloyd, M., y Ghelardi, R. J. **1964**. *A table for calculating the equitability component of species diversity*. L AnOn. Ecol. 33, 217 – 225.

López, C., Villalobos, M., y González, E.J. **2001**. *Estudio sobre el zooplancton de los embalses de Venezuela: Estado actual y recomendaciones para futuras investigaciones*. Ciencia 9: 217-234.

Loreto, C., Rosales, N., Bermúdez, J. y Morales, E. **2003**. *Producción de*

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

pigmentos y proteínas de la cianobacteria Anabaena pcc 7120 en relación a la concentración de nitrógeno e irradiancia. Guyana Bot. vol.60, no.2, p.83-89. ISSN 0717-6643.

Lowe, R. L., **1974.** *Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms.* Cincinnati, National environmental research center office of research and development U.S. Environmental protection agency, 334 p.

Mäemets, A. **1983.** *Rotifers as indicators of lake types in Estonia.* Hydrobiologia, 104: 357-361.

Magurran, A.E. **1988.** *Ecological diversity and its management.* Princeton University Press. Princeton, NJ.

Manahan S. **2006.** *Introducción a la química ambiental.* Reverte.

Margalef R. **1968.** *Perspectives in Ecological Theory,* 111 pp. The University of Chicago Press, Chicago, MI.

Margalef, R. **1958.** *Information theory in ecology.* International Journal of General Systems, 3: 36 – 71.

Margalef, R. **1969.** *El concepto de polución en Limnología y sus indicadores biológicos.* Documentos de investigación hidrobiológicas, 7: 105 – 133.

Margalef, R. **1991.** *Ecología.* Editorial Omega, S. A. España. 951 p.

Margalef, R., **1983.** *Limnología.* Ed. Omega. S.A. Barcelona.

Matsumura-Tundisi, T., Hino, K., y Claro, S.M. **1981.** *Limnological studies at 23 reservoirs in southern part of Brazil.* Verh. Internat. Verein. Limnol. 21: 1040 – 1047.

Matsumura-Tundisi, T., y Tundisi, J.G. **1976.** *Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa reservoir.* Occologia 25: 265–270.

Matti, T., y Leppänen, J. **1998.** *Factors affecting feeding rate, reproduction and growth of an oligochaete Lumbriculus variegatus (Müller).* Hydrobiologia 377: 183–194.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Mc. Bride, M. **1994**. *Environmental Chemistry of soils*. Oxford University Press New York, USA, 406 pp.

McFarland, M. y Dozier, M. **2001**. *Problemas del agua potable: El hierro y el manganeso*. El Sistema Universitario Texas A&M. L-5451S 2-04

McNaught, D.C., Griesmer, D., y Kennedy, M. **1980**. *Resource characteristics modifying selective grazing by copepods*. En: Kerfoot WC (ed) *Evolution and ecology of zooplankton communities: 292-298*. University Press of New England, Hanover, New Hampshire.

McNeely, R.N., Neimanis, V.P. y Dwyer, L. **1979**. *Copper*. In *Water Quality Sourcebook*. A Guide to Water Quality Parameters. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa. pp. 14-15.

McNeely, R.N., Neimanis, V.P. y Dwyer, L. **1979**. *Iron*. In *Water Quality Sourcebook*. A Guide to Water Quality Parameters. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa. p. 20.

Meise, C.J., Munns Jr, W.R., y Hairston Jr., N.G. **1985**. *An analysis of the feeding behavior of Daphnia pulex*. Limnology and Oceanography 30: 862-870.

Miller, C. **2000**. *Daphnia pulex*. *Animal Diversity web*. Consultado el 26 de agosto de 2017 en: www.animaldiversity.ummz.umich.edu/site/accounts/information/daphnia_pulex.html.

Mimikou, M., Blatas, E., Varanaou, E. y Pantazis, K. **2000**. *Regional impacts of climate change on water resources quantity and quality indicators*. J. Hydrol., 234, 95 – 109.

Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA). **2017**. ID-TAX Fitoplancton. Mensaje publicado en: www.eportal.mapama.gob.es

Ministerio de Salud de Honduras. **1995**. *Norma Técnica para la calidad el agua potable del 4 de octubre de 1995*. Acuerdo No. 084. Tegucigalpa, Honduras.

Moalla, S.M., Awadallah, R.M., Resher, M.N., y Salton, M.E. **1996**. *Distribution and*

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

chemical fractionation of some heavy metals in bottom sediments of Lake Nasser. Hydrobiologia 364:31-40.

Mora, Alfaro D, **1999**. *Caracterización y Distribución por Cantones de la Dureza del Agua en las Fuentes Utilizadas para Consumo Humano en Costa Rica*. Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados.

Morales E., Rodríguez M., García D., Loreto C y Marco E. **2002**. *Crecimiento, producción de pigmentos y exopolisacáridos de la cianobacteria Anabaena sp. PCC 7120 en función del pH y CO₂*. INTERCIENCIA. vol. 27, no. 7.

Moreno, C. E. **2001**. *Métodos para medir la biodiversidad*. M y T- Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 p.

Mount, D.I. **1966**. *The effect of total hardness and pH on acute toxicity of zinc to fish*. Air Water Pollut. 10: 49-56.

NAS. **1973**. *Manganese. Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants*. Division of Medical Sciences, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 191 pp.

NAS. **1977**. *Drinking water and health*. Safe drinking-water committee, National Academy of Sciences, U. S. National Research Council, Washington, D. C.

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). **2016**. *Physical Sciences Division, Boulder Colorado*. Consultado en línea en: <https://www.esrl.noaa.gov/psd/>

Naumann, E. **1930**. *Einführung in die Bodenkunde der Seen*. Die Binnengewässer IX. E. Schweizerbart, Stuttgart. Págs. 129-138 en: Esteves, F. 1983. Levels of phosphate, calcium, magnesium and organic matter in the sediments of some brazilian reservoirs and implications for the metabolism of the ecoystems. Archiv für Hydrobiologie 96.

Neff, R., Chang, H., Knight, C., Najjar, R., Yarnal, B., y Walker, H. **2000**. *Impact of climate variation and change on Mid-Atlantic Region hydrology and water resources*. Climate Res., 14, 207 – 218.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Nijboer, R., Wetzel, M., Verdonshot, P. **2004**. *Diversity and distribution of Tubificidae, Naididae, and Lumbriculidae (Annelida: Oligochaeta) in the Netherlands: an evaluation of twenty years of monitoring data*. Hydrobiologia 520: 127–141.

Nogrady, T. **1988**. *The littoral rotifer plankton of the Bay of Quinte (Lake Ontario) and its horizontal distribution as indicators of trophy*. 1. A full season study. Archiv fuer Hydrobiologie, supplement, 79(2/3): 145-165.

Nogrady, T., Wallace, R. y Snell, T., **1993**. Rotifera. Biology, Ecology and Systematics. 142 p. En Dumont, H. (Ed) *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. SPB. Academic Publishing bv.

Nriagu, J.O. **1989**. *Effects of atmospheric trace metal deposition on aquatic ecosystems. Background paper prepared for a workshop on The Effects of Atmospheric Contaminants on Aquatic and Terrestrial Ecosystems*. Centre for Clean Air Policy, Washington, DC.

Oborn, E.T. y J.D. Hem. **1961**. *Microbiologic factors in the solution and transport of iron. In Chemistry of Iron in Natural Water*. U.S. Geol. Surv., Water Supply Paper 1459. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. pp. 213-235.

Odum, E. **1971**. *Ecología*. Tercera edición. Georgia: Editorial Interamericana, 639 pp.

Oliva, M., Ramírez, J., Garduño, G., Cañetas, J., y Ortega, M. **2005**. *Caracterización diatomológica en tres cuerpos de agua de los humedales de Jilotepec-Ixtlahuaca, Estado de México*. Hidrobiológica vol.15 no.1. ISSN 0188-8897

Onyema, I. **2009**. *Zooplankton dynamics and chlorophyll a concentrations at the Tomaro creek in relation to water quality indices*. Report and Opinion 1(6):51-64.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Organización Meteorológica Mundial, **2018**. El Niño/La Niña hoy. Consultado el 5 de octubre de 2018 en línea: <http://www.wmo.int/pages/prog/wcp/wcasp/LC-LRFMME/index.php>

Paoletti, A. y Sambugar, B. **1984**. *oligochaeta of the middle po river (italy): principal component analysis of the benthic data*. hydrobiologia 115: 145-152.

Papadakis, J. **2003**. *Relaciones espaciales y temporales del zooplancton en el río Orinoco en su cuenca media*. Tesis de Grado, Universidad Simón Bolívar, Caracas. 138 pp.

Patrick, F.M. y Loutit, M. **1976**. *Passage of metals in effluents, through bacteria to higher organisms*. Water Res. 10: 333-335.

Peters, R.H., y De Bernardi, R. **1987**. *Daphnia*. Memorie Dell 'Istituto Italiano di Idrobiologia. p. 502.

Phlips E. J., Mary, C., Karl, H., Charles, H., Susan, B., Beate, R., Mike, R., y Phyllis, H. **1997**. *Relationships between phytoplankton dynamics and the availability of light and nutrients in a shallow sub-tropical lake*. Journal of Plankton Research Vol.19 no.3 pp. 319-342.

Pielou E. **1975**. Ecological diversity, 165 pp. John Wiley y Sons, New York.

Pielou E. C. **1966**. *The measurement of diversity in different types of biological collections*. J. theoret. Biol. 13, 131 – 144.

Pierrou, U. **1979**. *The phosphorus cycle: quantitative aspects and the role of man*. In *Biogeochemical cycling of Mineral-forming Elements*. P.A. Trudinger and D.J. Swaine (eds.). Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam. pp. 205-210.

Pla, L. **2006**. *Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza*. Interciencia, 31(8), 583 – 590. Consultado el 04 de agosto de 2017, de http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442006000800008&lng=es&tlng=es.

Plan de Protección y Manejo Integral de la Subcuenca del Río Guacerique, departamento de cuencas hidrográficas y ambiente del ICF, Región Forestal

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Francisco Morazán, Departamento de Protección y Manejo de Cuencas Hidrográficas del SANAA. Periodo 2012 – 2017.

Prat, N., Real, M., Rieradevall, M. **1992**. *Benthos of Spanish lakes and reservoirs*. Limnetica 8: 221-230.

Prat, N., Rieradevall, M. **1998**. *Assessment criteria of water quality in lakes and reservoirs based on benthic macroinvertebrates*. Actual Biol 20 (69): 137 – 147.

PREPAC. **2005**. *Inventario regional de los cuerpos de agua continentales del Istmo Centroamericano*. Plan Regional de Pesca y Agricultura Continental. Consultado el 17 de agosto 2015. Disponible en: <http://www.oirsa.org/aplicaciones/subidoarchivos/BibliotecaVirtual/EmbalsesHonduras.pdf>

Prosi, F. **1989**. *Factors controlling biological availability and toxic effects of lead in aquatic organisms*. Sci. Total Environ. 79:157–169.

Quiroz, H., Diaz, M., Trejo, R., y Elizalde, E. **1998**. *Aspectos sobre la abundancia y distribución de los principales grupos de la fauna bentónica en el lago “Zempoala”, Morelos, México*. Laboratorio de Hidrobiología de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Revista Ciencia y Mar.

Radwan, S. y Popiolek, B. **1989**. *Percentage of rotifers in spring zooplankton in lakes of different trophy*. Hydrobiologia, 186/187: 235-238.

Ramírez, F. **1981**. Cladóceras. Atlas del zooplankton del atlántico sudoccidental y métodos de trabajo del zooplankton marino. INIDEP 7600 Mar de Plata, Argentina.

Rast, W., Smith, V.H. y Thornton, J.A. **1989**. *Characteristics of eutrophication*. In Ryding, S. and Rast, W. (eds), *The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs*. Unesco, Paris, and the Parthenon Publishing Group, Park Ridge, NJ, pp. 37-64.

Reeder, S.W., Demayo, A., y Taylor, M.C. **1979**. *Cadmium*. In *Guidelines for Surface Water Quality. Vol. 1. Inorganic Chemical Substances*. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Rehana, S., y Mujumdar, P.P. **2012**. *Climate change induce risk in water quality problems*. Journal of Hydrology 444 – 445, 63 – 67

Reuther, R. **1986**. *The occurrence and speciation of arsenic in the aquatic environment. A literature review*. 86-11-20. SERG, Kil, Sweden.

Reyes de Nasser, L. **2011**. *Problemática de la calidad del agua del acueducto de Tegucigalpa* (en línea). Consultado el 15 de septiembre 2015. Disponible en: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/centroa22/Ponencia42.pdf>

Reynolds, C. S. **1984**. *The ecology of phytoplankton*. 384 pag.

Reynolds, C.S. and WalsbyAE. **1975**. *Water blooms*. *BioL Rev.*,S0,431-4SI.

Ribeiro, L.O. y Uieda, V.S. **2005**. *Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em itatinga, são paulo, brasil*. revista brasileira de zoologia 22: 613-318.

Richman, S., y Dodson, S.I. **1983**. *The effect of food quality on feeding and respiration by Daphnia and Diaptomus*. Limnology and Oceanography 28: 948-956.

Rocha, O., y Tundisi, M. **1976**. *Atlas do zooplankton*. Vol. 1. Copepoda, San Carlos, Universidade Federal de São Carlos.

Rodríguez, J. **2009**. *Parámetros fisicoquímicos de dureza total en calcio y magnesio, pH, conductividad y temperatura del agua potable analizados en conjunto con las Asociaciones Administradoras del Acueducto, (ASADAS), de cada distrito de Grecia, cantón de Alajuela*. Revista Pensamiento Actual, Universidad de Costa Rica Vol. 9, No. 12-13, 2009 • ISSN 1409-0112 • 125 - 134

Roldan, G., y Ramírez, J.J. **2008**. *Fundamentos de limnología neotropical*. Segunda edición. Editorial Universidad de Antioquia. ISBN: 978-958-714-144-3

Roset, J. Aguayo, S y Muñoz, M. J. **2001**. *Detección de cianobacterias y sus toxinas*. Una Revisión. Rev. Toxicol. 18:65-71.

Ruttner, F. **1953**. *Fundamentals of Limnology*. University of Toronto Press, Toronto.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Salomons W., y Forstner, V. **1984**. *Metals in the Hydro-Cycle*. Berlin, Springer.

SANAA. **2004**. *Planta de tratamiento de agua Luis Salvador Úlloa (Los Laureles)* (en línea). Consultado el 31 de agosto 2014. Disponible en: <http://www.sanaa.hn/leytransparencia/PDFs/ESTRUCTURA%20ORGANICA%20Y%20SERVICIOS/ATRIBUICIONES%20X%20UNIDAD%20ADMINISTRATIVA/Planta%20de%20Tratamiento%20de%20Agua%20Luis%20Salvador%20Ulloa%20-%20Los%20Laureles.pdf>

Sandoval, A. M. y Carlos, G. **1991**. *Determinación de coliformes fecales*. Manual No. 7 , Edición 1. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Schindler, D.W. **1978**. *Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters*. *Limnol. Oceanogr.*, 23,478-486.

Seuront, L. **2010**. *Zooplankton avoidance behavior as a response to point sources of hydrocarbon- contaminated water*. *Marine and Freshwater Research* 61:263-270.

Severiche, C., Castillo, M. y Acevedo, R. **2013**. *Manual de Métodos Analíticos para la Determinación de Parámetros*. ISBN-13: 978-84-15774-90-7

Shannon, C.E., y Weaver, W. **1949**. *The theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana. USA

Sibley, P.K., Ankley, G.T., Cotter, A.M., y Leonard, E.N. **1996**. *Predicting chronic toxicity of sediments spiked with zinc: An evaluation of the acid-volatile sulfide model using a life-cycle test with the midge, Chironomus tentans*. *Environ. Toxicol. Chem.* 15(12):2102–2112.

Sivonen, K. y Jones, G. **1999**. *Cyanobacterial toxins*. In: *Toxic cyanobacteria in water; A guide to their public health consequences monitoring and management*. I. Chorus & J. Bartram (Eds). 55 - 124.

Slack, K.V. y Feltz, H.R. **1968**. *Tree leaf control on low-flow water quality in a small Virginia stream*. *Environ. Sci. Technol.* 2: 126 – 131.

Sokolov, A.A., y Chapman, T.G. **1981**. *Métodos de Cálculo de Balance Hídrico*:

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Guía internacional de investigación y métodos. Instituto de hidrología de España / UNESCO, ISBN 84-500-5081-2

Sorg, T.J., Csanady, M. y Logsdon, G.S. **1978**. *Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for inorganics: Part 3*. J. Am. Water Works Assoc. 70: 680 – 691.

Sprules, W. **1977**. *Crustacean zooplankton communities as indicators of limnological conditions: An approach using principal component analysis*. Fisheries Research Board, 8: 962-976.

Stefouli, M. *et al.* **2005**. Monitoring and assessing internal waters (lakes) using operational space born and field measures. European Water Publications 9/10, p. 25 – 33.

Straškaba, M., Tundisi, J.G., y Duncan, A. **1993**. *State pot the art of reservoir limnology and water quality management*. En: M. Straškaba, Tundisi, J. G., y Duncan, A. (eds.). *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Netherlands, Kluwer Academic Publishers, pp. 213 – 288.

Stumm, W., y Morgan, J.J. **1970**. *Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*. Wiley-Inter-science Publ., John Wiley y Sons, New York. 780 pp.

Stumm, W., y Morgan, J.J. **1981**. *Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*. John Wiley y Sons, New York. 780 pp.

Suárez, E., Gutiérrez, M. A., Torres, J. L., y Hernández, F. **2005**. *The Asian Mesocyclops pehpeiensis Hu, 1943 (Crustacea, Copepoda, Cyclopidae) in Southeast Mexico with comments on the distribution of the species*. Zoosystema 27: 245-256.

Thornton J. A. **1987**. *Aspects of eutrophication management in tropical/subtropical regions: A review*. J. Limnol. Soc S. Afr., 13, 25-43.

Thornwaite, C. W. **1948**. *An approach towards a rational classification of climate*. Geogr. Rev., 38: 55-89

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tilzer, M.M. **1990**. *Environmental and physiological control of phytoplankton productivity in large lakes*. In Tilzer, M.M. and Serruya.C. (eds), *Large Lake, Ecological Structure and Function*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 339-367.

Timm, T. **1962a**. *Maloschetnikovie chervi chudsko pskovskogo Oзера*. *Gidrobiol. Issledovaniia* 3: 106 – 108.

Timm, T. **1962b**. *O rasprostranenii maloshchetnikovikh chervei (Oligocheta) v ozerakh Estonii*. *Gidrobiol. Issledovaniia* 3: 162 – 168.

Toerien, D.F., Hyman, K.X., y Brewer, M.J. **1975**. *A preliminary trophic status classification of some South African impoundments*. *Water S. Afr*, L, 15-23.

Toledo, J.T. Et al., **1985**. *Utilização do índice de qualidade de águas (IAQ-CETESB) e do índice de estado trófico (IET-Carlson) para classificar a qualidade das águas da lagoa do Taquara–Campinas–SP*. Disponible en: www.unicamp.br. Consultado en: 02/03/2017.

Tu, J. **2009**. *Combined impact of climate and land use changes on streamflow and water quality in eastern Massachusetts, USA*. Elsevier, *Journal of Hydrology* 379: 268 – 283.

Tundisi, M. **1986**. *Latitudinal distribution of calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil*. *Rev. Bras. Biol.* 46: 527 – 553.

U.S. Environmental Protection Agency. **2000**. Folleto informativo de tecnologías de las aguas residuales. EPA Washington DC:832-F00-024.

Ungemach, H. **1960**. *Sedimentchemismus und seine Beziehungen zum Stoffhaushalt in 40 Europäischen Seen*. Universität Kiel, Kiel. Pags. 129-138 en: Esteves, F. 1983. Levels of phosphate, calcium, magnesium and organic matter in the sediments of some brazilian reservoirs and implications for the metabolism of the ecoystems. *Archiv für Hydrobiologie* 96.

USEPA. **1973**. *Water Quality Criteria 1972*. Environmental Studies Board, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R3-73-033.

USEPA. **1976**. *Quality Criteria for Water*. Office of Water Planning and Standards,

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/9-76/023.

USEPA. **1979**. *Arsenic. In Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. vol. 1. Introduction, Technical Back ground, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Bi phenyls*. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79- 029a. pp. 6-1 to 6-17.

USEPA. **1979**. *Zinc. In Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls*. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 19-1 to 19-21.

USEPA. **1985**. *Ambient Water Quality Criteria for Cadmium - 1984*. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-032.

USEPA. **2000**. *National recommended water quality criteria - aquatic life criteria table*. Última vez consultado el 20 de enero de 2017, enlace: <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-life-criteria-table>

USEPA. **2017**. *National recommended water quality criteria - aquatic life criteria table*. Última vez consultado el 20 de enero de 2017, enlace: <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-life-criteria-table>

Vargas de Mayo C. **1983**. *CEPIS – Métodos simplificados de análisis microbiológicos Coliforme Fecal*. Determinación del número más probable de coliforme fecal por la técnica de los tubos múltiples. Lima, Perú.

Varghese, M. **2006**. *Studies on taxonomy, distribution, ecology and reproductive potencial of rotifers from selected centres in Cochin backwater system, Kerala*. Central Marine Fisheries Research Institute, India.

Velásquez, J., Jiménez, G., Sepúlveda, M. **2007**. *Determinación de la calidad ambiental de la Ciénaga Colombia. Caucasia Antioquia*. CO. En Línea. Consultado 27 de mayo de 2015 . Formato PDF. Disponible en:

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

<http://www.redalyc.org/pdf/1694/169419796015.pdf>

Villalobos, H; Hidalgo J. 2011. *Arsénico en el Agua Potable*. Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados. Subgerencia de Ambiente, Investigación y Desarrollo. San José, Costa Rica.

Vollenweider, R. A., y Kerekes J. **1980**. *The loading concept as basis for controlling eutrophication, philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication*. *Prog. Water Tech.*, 12,5-38.

Vollenweider, R.A. **1968**. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as a factor in eutrophication*. París, Organization for Economic Cooperation and Development, 192 p.

Washington, H.G. **1982**. *Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems*. *Water Res.* Vol. 18, No. 6, pp. 653 – 694.

Watson S, McCauley, E., y Downing, J. **1997**. *Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of different nutrient status*. *Limnol Oceanogr.*; 42: 487 – 495.

Welch, A; Westjohn, D; Helsel, D and Wanty, R. **1994**. Arsenic in ground water of the United States: Occurrence and Geochemistry. *Ground Water* 38(4), 589- 604.

Welcomme, R.L. **1985**. *River Fisheries*. FAO. Fisheries Technical Paper No 262, 330 pp.

Wetzel y Likens **2000**. *Limnological Analyses*. 3a Ed. Springer-Verlag New York. 429 p.

Wetzel, R. **1981**. *Limnología*. Ediciones Omega S.A. Barcelona.

Wetzel, R.G. **1975**. *Limnology*. W.B. Saunders Company. 743 pp.

Whitehead, P.G., Wilby, R.L., Battarbee, R.W., Kernan, M., y Wade, A.J. **2009**. *A review of the potential impacts of climate change on surface water quality*. *Hydrological Sciences Journal* 54 (1), 101 – 123.

Whitman, R., Nevers, M., Goodrich, M., Murphy, P., y Davis, B. **2004**.

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Characterization of Lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages. Ecological Indicators, 4: 277-286.

Whitton B, Kelly M. **1995.** *Use of algae and other plants for monitoring rivers.* Aust J Ecol.; 20: 45 – 56.

World Health Organization (WHO). **2001.** *Environmental health criteria 221: Zinc.* World Health Organization, Geneva, Switzerland. Available from http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc_221/en/

Yang, J.R., y Dickman, M. **1993.** *Diatoms as indicators of lake trophic status in central Ontario, Canada.* Diatom Research 8(1):179-193.

Zaffagnini, F. **1987.** *Reproduction in Daphnia.* Mem Ist Ital Idrobiol. 45: 245–284.

Zilli, F., y Gagneten, A. M. **2005.** *Efectos de la contaminación por metales pesados sobre la comunidad bentónica de la cuenca del arroyo cululú (río salado del norte, Argentina).* Interciencia, 30(3), 159-165. Consultado el 29 de agosto de 2017, de http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442005000300009&lng=es&tlng=es.

ANEXOS

Anexos del objetivo #1

Precipitación

Tabla 45. Información metereológica (Precipitación) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #1, "El Batallón".

Fecha	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Total
2000-2001	70,7	7,5	10,5	4,0	0,0	6,5	11,0	204,8	13,0	54,9	127,8	178,7	689,4
2001-2002	71,2	8,0	5,3	0,5	7,0	0,0	0,0	153,7	199,7	66,9	52,3	158,0	722,6
2002-2003	41,6	13,6	19,5	0,2	0,0	18,3	19,2	261,9	227,2	85,1	115,1	123,5	925,2
2003-2004	154,9	50,7	0,0	4,1	16,7	0,2	109,2	74,2	58,1	105,9	34,0	205,5	813,5
2004-2005	107,5	34,4	8,7	0,0	2,5	36,6	50,1	256,6	251,1	226,9	149,0	139,0	1262,4
2005-2006	91,8	11,1	1,9	10,0	0,5	0,0	67,2	110,0	230,9	111,5	56,7	103,9	795,5
2006-2007	141,6	83,0	21,0	2,2	1,9	15,5	80,5	72,1	148,5	34,8	270,1	148,8	1020,0
2007-2008	106,3	32,7	0,0	2,3	27,2	1,8	27,9	106,7	85,0	156,7	165,3	203,1	915,0
2008-2009	228,8	13,4	5,0	23,9	2,3	2,9	7,0	191,3	250,2	88,9	42,2	61,9	917,8
2009-2010	85,6	56,3	31,9	3,2	5,8	0,0	192,4	314,1	145,8	229,3	340,2	252,2	1656,8
2010-2011	14,5	10,6	0,0	2,2	2,8	2,8	59,0	174,2	190,9	165,7	67,6	189,6	879,9
2011-2012	165,2	44,8	1,7	0,1	4,0	2,0	139,5	225,4	92,6	23,2	232,5	46,7	977,7
2012-2013	202,0	2,3	0,0	5,6	0,0	14,2	25,4	160,8	121,7	61,2	178,3	226,4	997,9
2013-2014	152,6	35,1	31,4	7,0	2,3	14,9	71,1	97,7	169,8	28,7	104,7	103,5	818,8
2014-2015	192,4	17,7	15,9	1,1	1,3	4,5	58,5	45,9	291,8	27,0	20,5	227,5	904,1
Promedio	121,8	28,1	10,2	4,4	5,0	8,0	61,2	163,3	165,1	97,8	130,4	157,9	953,1

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 46. Información metereológica (Precipitación) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #2, "Quiebramontes".

Fecha	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Total
2000-2001	93,0	29,1	1,4	14,0	0,4	35,4	49,0	171,8	8,4	53,7	187,5	144,7	788,4
2001-2002	103,8	6,3	11,9	0,7	7,1	1,0	9,5	149,5	198,4	82,3	62,7	187,7	820,9
2002-2003	105,6	16,5	3,1	3,8	0,8	12,8	23,1	289,4	251,1	85,3	135,2	132,9	1059,6
2003-2004	154,6	32,3	0,0	0,4	19,9	4,2	92,3	97,8	48,8	186,8	47,4	127,9	812,4
2004-2005	129,3	27,6	3,7	3,1	6,0	35,0	17,2	219,9	297,6	160,6	99,2	163,0	1162,2
2005-2006	93,1	17,4	8,1	9,7	0,4	0,0	28,4	129,9	301,2	150,6	116,3	139,2	994,3
2006-2007	253,2	91,4	31,1	2,4	5,6	12,6	66,0	195,6	205,7	84,4	268,3	234,1	1450,4
2007-2008	140,5	38,8	0,4	5,4	20,6	1,0	24,6	107,8	127,9	179,9	191,2	197,4	1035,5
2008-2009	259,8	11,2	4,9	12,3	3,8	2,1	1,3	209,2	311,1	88,3	55,4	68,0	1027,4
2009-2010	59,6	82,3	58,8	3,2	3,3	0,0	194,1	345,8	218,4	237,3	439,0	297,9	1939,7
2010-2011	18,4	43,7	2,6	2,9	0,9	2,9	110,0	298,2	175,5	188,0	106,6	262,1	1211,8
2011-2012	158,1	46,9	2,5	2,1	5,4	5,7	130,0	452,0	140,2	51,1	208,9	102,7	1305,6
2012-2013	259,9	14,4	22,2	14,6	0,0	31,2	38,3	135,0	164,8	104,8	250,0	315,7	1350,9
2013-2014	148,0	42,7	11,1	10,8	0,0	26,0	45,0	68,7	166,9	32,7	132,3	108,0	792,2
2014-2015	110,6	17,6	15,4	2,9	0,0	0,0	36,5	42,6	244,6	31,4	21,0	344,7	867,3
Promedio	139,2	34,5	11,8	5,9	4,9	11,3	57,7	194,2	190,7	114,5	154,7	188,4	1107,9

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 47. Información metereológica (Precipitación) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #3, "El Escarbadero".

Fecha	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Total
2003-2004	104,5	41,6	1,7	9,3	43,7	22,8	113,8	223,0	156,2	283,0	106,3	117,3	1223,2
2004-2005	148,2	52,5	14,7	7,2	5,0	25,4	12,5	340,4	417,8	239,6	150,4	249,8	1663,5
2005-2006	87,6	37,5	13,3	29,3	8,4	0,0	59,6	114,9	374,9	159,2	87,7	177,6	1150
2006-2007	170,6	97,7	37,6	10,9	11,0	19,1	84,6	152,4	187,7	66,3	199,8	325,0	1362,7
2007-2008	163,4	31,1	4,0	5,6	6,6	3,4	40,4	116,0	112,7	242,9	230,6	180,2	1136,9
2008-2009	286,9	11,0	13,6	13,2	15,9	2,0	0,0	189,0	312,6	94,7	81,1	76,8	1096,8
2009-2010	42,6	75,2	52,3	7,7	11,7	0,0	165,6	383,5	324,7	281,3	772,3	409,3	2526,2
2010-2011	10,0	0,0	0,0	5,8	2,8	28,9	24,3	81,8	144,8	249,0	275,1	171,5	994
2011-2012	489,7	24,4	8,6	13,1	12,3	6,1	74,2	223,6	257,6	23,5	59,5	113,2	1305,8
Promedio	167,1	41,2	16,2	11,3	13,0	12,0	63,9	202,7	254,3	182,2	218,1	202,3	1384,3

Tabla 48. Información metereológica (Precipitación) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #4, "Rincón de Dolores".

Fecha	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Total
2003-2004	172,0	62,4	3,5	22,8	36,2	54,7	123,4	160,1	127,3	104,4	74,2	157,7	1098,7
2004-2005	117,7	85,1	27,0	106,9	9,1	42,0	52,2	326,1	437,9	175,4	221,3	195,6	1796,3
2005-2006	63,4	55,0	27,9	67,0	10,6	0,7	54,9	108,3	289,8	228,0	121,5	54,6	1081,7
2006-2007	76,8	88,1	36,1	16,6	16,0	56,7	49,3	79,6	189,1	94,2	249,9	329,4	1281,8
2007-2008	212,9	68,2	16,2	17,0	13,6	5,0	49,9	127,9	165,7	314,1	223,0	188,5	1402
2008-2009	362,3	4,6	6,4	53,1	9,2	1,1	57,0	232,9	304,3	54,3	97,6	81,6	1264,4
2009-2010	98,4	76,1	58,4	13,6	15,2	1,2	312,2	362,4	273,3	277,0	692,1	344,1	2524
2010-2011	10,7	12,4	5,1	12,8	53,7	25,8	31,7	176,2	221,8	343,2	136,2	329,5	1359,1
2011-2012	204,2	51,2	35,2	30,8	21,4	15,7	121,6	386,2	168,2	98,4	255,1	145,9	1533,9
2012-2013	206,1	54,0	54,3	56,2	1,5	73,8	51,1	147,9	109,7	194,1	109,0	276,5	1334,2
2013-2014	153,7	66,0	79,1	76,0	35,4	14,7	12,5	126,4	141,7	54,7	195,5	307,6	1263,3
2014-2015	248,3	76,8	31,2	34,7	11,8	30,1	24,3	76,1	420,9	82,0	77,5	268,1	1381,8
Promedio	160,5	58,3	31,7	42,3	19,5	26,8	78,3	192,5	237,5	168,3	204,4	223,3	1443,4

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 49. Información metereológica (Precipitación) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #5, "San Matías".

Fecha	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Total
2000-2001	101,6	9,2	17,8	3,9	7,0	13,5	0,7	134,1	38,7	77,9	103,3	220,9	728,6
2001-2002	141,1	12,8	16,6	4,2	18,3	6,6	3,7	91,4	268,4	48,3	46,8	240,7	898,9
2002-2003	239,1	19,7	20,2	16,8	9,3	12,7	17,0	233,0	345,2	89,8	126,5	152,6	1281,9
2003-2004	115,4	70,5	16,6	31,7	42,3	41,2	108,8	95,3	161,3	222,5	62,8	129,9	1098,3
2004-2005	134,4	48,7	17,8	16,0	5,4	22,6	9,4	234,5	390,1	131,5	173,4	116,3	1300,1
2005-2006	110,7	61,9	16,9	16,4	9,9	2,6	31,0	161,7	209,8	102,0	111,2	97,3	931,4
2006-2007	172,4	89,7	40,5	7,3	12,7	27,6	79,9	101,0	151,7	84,5	203,7	278,0	1249
2007-2008	109,9	49,4	8,6	6,6	16,7	6,4	71,7	138,8	92,2	178,8	162,3	125,0	966,4
2008-2009	252,0	10,3	12,0	25,0	12,4	0,0	5,1	190,6	367,9	93,4	85,6	62,4	1116,7
2009-2010	81,5	51,7	54,9	8,8	19,7	0,0	193,1	395,3	438,1	472,5	804,3	479,0	2998,9
2010-2011	12,4	53,3	4,1	32,9	8,4	10,2	91,4	159,3	149,3	280,2	179,9	370,2	1351,6
2011-2012	167,9	31,5	25,0	33,7	28,8	20,4	118,1	336,8	122,2	82,3	327,2	309,5	1603,4
2012-2013	264,8	24,8	49,4	57,7	10,3	101,3	19,3	118,3	171,2	136,0	143,7	267,9	1364,7
2013-2014	48,8	49,2	29,0	39,4	20,7	47,5	29,0	110,3	141,3	35,5	85,7	290,7	927,1
2014-2015	275,9	78,9	65,6	56,4	25,1	59,7	28,3	68,8	309,1	58,4	33,9	249,2	1309,3
Promedio	148,5	44,1	26,3	23,8	16,5	24,8	53,8	171,3	223,8	139,6	176,7	226,0	1275,1

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Temperatura

Tabla 50. Información metereológica (Temperatura) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #1, "El Batallón".

Fecha	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Promedio anual
2000-2001	22,2	22,3	20,8	21,0	22,2	23,2	24,3	24,2	23,5	23,5	23,6	22,3	22,8
2001-2002	22,5	21,6	22,5	21,5	22,4	23,7	25,2	24,9	23,9	23,0	23,8	23,3	23,2
2002-2003	23,2	21,8	22,1	20,5	23,3	24,4	24,7	25,4	23,7	23,5	23,5	23,7	23,3
2003-2004	23,3	22,2	19,8	20,8	21,8	23,2	24,1	24,0	23,6	23,4	23,7	23,9	22,8
2004-2005	23,4	21,6	21,2	21,0	22,8	25,2	25,6	24,2	23,9	23,5	23,8	23,1	23,3
2005-2006	21,9	21,3	21,9	21,1	21,9	23,9	24,7	25,4	23,1	23,5	23,9	23,8	23,0
2006-2007	23,6	21,4	21,9	22,3	23,0	23,8	25,6	25,4	24,2	24,3	23,9	23,0	23,5
2007-2008	22,1	20,9	20,9	21,3	22,1	23,3	24,5	25,4	23,2	22,7	23,5	23,7	22,8
2008-2009	22,3	20,6	21,5	21,5	21,5	22,9	25,6	24,1	23,6	23,6	24,3	24,7	23,0
2009-2010	23,4	22,2	22,5	21,3	23,4	24,8	24,7	24,3	23,9	23,6	23,3	23,0	23,4
2010-2011	21,6	21,0	20,0	21,9	23,4	23,6	24,6	24,4	23,7	23,3	23,5	23,7	22,9
2011-2012	21,5	21,7	20,9	21,4	22,3	24,4	23,6	23,6	23,5	23,4	23,1	23,1	22,7
2012-2013	22,6	20,6	21,2	21,1	22,7	22,6	24,1	24,1	23,1	23,1	22,8	23,0	22,6
2013-2014	23,1	21,8	22,2	21,4	21,5	23,8	25,1	23,3	23,4	23,8	24,4	23,3	23,1
2014-2015	22,4	21,3	20,7	21,2	24,3	23,4	24,7	24,6	23,5	23,3	23,5	23,3	23,0
Promedio mensual	22,6	21,5	21,3	21,3	22,6	23,7	24,7	24,5	23,6	23,4	23,6	23,4	23,0

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 51. Información metereológica (Temperatura) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #2, "Quiebramontes".

Fecha	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Promedio Anual
2000-2001	20,6	21,1	19,5	19,2	20,1	21,2	23,8	22,9	22,7	22,0	23,0	21,8	21,5
2001-2002	21,4	20,5	21,3	19,7	20,7	23,1	23,7	22,7	22,3	21,8	21,9	22,2	21,8
2002-2003	21,3	19,6	19,8	18,7	20,7	23,8	23,2	24,5	23,0	23,0	22,7	23,0	21,9
2003-2004	22,5	21,5	20,0	21,2	20,7	22,7	23,6	23,6	22,9	23,0	23,2	23,6	22,4
2004-2005	23,3	21,7	21,0	20,9	20,7	26,4	25,3	24,0	23,6	23,3	23,7	23,2	23,1
2005-2006	22,0	20,4	21,8	21,1	20,7	23,5	24,6	24,5	22,9	23,3	23,8	23,8	22,7
2006-2007	23,7	21,0	21,4	21,6	20,7	23,9	23,9	25,4	23,9	23,4	23,7	23,4	23,0
2007-2008	22,7	20,7	21,0	21,8	20,7	23,5	24,4	25,1	23,3	22,8	23,3	23,5	22,7
2008-2009	22,4	20,9	21,5	21,3	21,6	23,0	26,6	24,4	23,9	23,9	24,3	24,5	23,2
2009-2010	24,2	22,7	22,7	21,5	20,6	25,4	25,1	24,4	24,4	24,4	23,8	24,7	23,7
2010-2011	24,4	23,8	22,6	23,1	20,6	24,4	25,3	25,1	24,9	24,9	25,1	25,2	24,1
2011-2012	24,5	23,4	22,8	23,3	20,6	24,4	24,9	24,4	24,8	24,2	24,6	24,5	23,9
2012-2013	23,9	22,8	22,9	23,6	20,6	24,8	25,6	24,7	23,9	24,1	24,2	23,9	23,8
2013-2014	24,5	23,8	23,5	22,8	20,6	25,0	25,8	25,3	24,2	25,1	25,5	24,9	24,3
2014-2015	24,7	24,1	23,6	23,1	20,6	23,3	26,7	26,5	25,2	25,4	26,4	25,8	24,6
Promedio mensual	23,1	21,9	21,7	21,5	20,7	23,9	24,8	24,5	23,7	23,6	23,9	23,9	23,1

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 52. Información metereológica (Temperatura) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #3, "El Escarbadero".

Fecha	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Promedio Anual
2003-2004	19,6	18,6	17,1	18,3	17,8	19,8	20,7	20,7	20,0	20,1	20,3	20,7	19,5
2004-2005	20,4	18,8	18,1	18,0	17,8	23,5	22,4	21,1	20,7	20,4	20,8	20,3	20,2
2005-2006	19,1	17,5	18,9	18,2	17,8	20,6	21,7	21,6	20,0	20,4	20,9	20,9	19,8
2006-2007	20,8	18,1	18,5	18,7	17,8	21,0	21,0	22,5	21,0	20,5	20,8	20,5	20,1
2007-2008	19,8	17,8	18,1	18,9	17,8	20,6	21,5	22,2	20,4	19,9	20,4	20,6	19,8
2008-2009	19,5	18,0	18,6	18,4	18,7	20,1	23,7	21,5	21,0	21,0	21,4	21,6	20,3
2009-2010	21,3	19,8	19,8	18,6	17,7	22,5	22,2	21,5	21,5	21,5	20,9	21,8	20,8
2010-2011	21,5	20,9	19,7	20,2	17,7	21,5	22,4	22,2	22,0	22,0	22,2	22,3	21,2
2011-2012	21,6	20,5	19,9	20,4	17,7	21,5	22,0	21,5	21,9	21,3	21,7	21,6	21,0
Promedio Mensual	20,4	18,9	18,7	18,9	17,9	21,2	22,0	21,6	20,9	20,8	21,0	21,1	20,3

Tabla 53. Información metereológica (Temperatura) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #4, "Rincón de Dolores".

Fecha	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Promedio Anual
2003-2004	19,6	18,6	17,1	18,3	17,8	19,8	20,7	20,7	20,0	20,1	20,3	20,7	19,5
2004-2005	20,4	18,8	18,1	18,0	17,8	23,5	22,4	21,1	20,7	20,4	20,8	20,3	20,2
2005-2006	19,1	17,5	18,9	18,2	17,8	20,6	21,7	21,6	20,0	20,4	20,9	20,9	19,8
2006-2007	20,8	18,1	18,5	18,7	17,8	21,0	21,0	22,5	21,0	20,5	20,8	20,5	20,1
2007-2008	19,8	17,8	18,1	18,9	17,8	20,6	21,5	22,2	20,4	19,9	20,4	20,6	19,8
2008-2009	19,5	18,0	18,6	18,4	18,7	20,1	23,7	21,5	21,0	21,0	21,4	21,6	20,3
2009-2010	21,3	19,8	19,8	18,6	17,7	22,5	22,2	21,5	21,5	21,5	20,9	21,8	20,8
2010-2011	21,5	20,9	19,7	20,2	17,7	21,5	22,4	22,2	22,0	22,0	22,2	22,3	21,2
2011-2012	21,6	20,5	19,9	20,4	17,7	21,5	22,0	21,5	21,9	21,3	21,7	21,6	21,0
2012-2013	21,0	19,9	20,0	20,7	17,7	21,9	22,7	21,8	21,0	21,2	21,3	21,0	20,9
2013-2014	21,6	20,9	20,6	19,9	17,7	22,1	22,9	22,4	21,3	22,2	22,6	22,0	21,4
2014-2015	21,8	21,2	20,7	20,2	17,7	20,4	23,8	23,6	22,3	22,5	23,5	22,9	21,7
Promedio mensual	20,2	19,0	18,8	18,6	17,8	21,0	21,9	21,6	20,8	20,7	21,0	21,0	20,2

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 54. Información metereológica (Temperatura) periodo 2001 al 2015, consolidado de la estación #5, "San Matías".

Fecha	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Promedio Anual
2000-2001	19,2	19,7	18,1	17,8	18,7	19,8	22,4	21,5	21,3	20,6	21,6	20,4	20,1
2001-2002	20,0	19,1	19,9	18,3	19,3	21,7	22,3	21,3	20,9	20,4	20,5	20,8	20,4
2002-2003	19,9	18,2	18,4	17,3	19,3	22,4	21,8	23,1	21,6	21,6	21,3	21,6	20,5
2003-2004	21,1	20,1	18,6	19,8	19,3	21,3	22,2	22,2	21,5	21,6	21,8	22,2	21,0
2004-2005	21,9	20,3	19,6	19,5	19,3	25,0	23,9	22,6	22,2	21,9	22,3	21,8	21,7
2005-2006	20,6	19,0	20,4	19,7	19,3	22,1	23,2	23,1	21,5	21,9	22,4	22,4	21,3
2006-2007	22,3	19,6	20,0	20,2	19,3	22,5	22,5	24,0	22,5	22,0	22,3	22,0	21,6
2007-2008	21,3	19,3	19,6	20,4	19,3	22,1	23,0	23,7	21,9	21,4	21,9	22,1	21,3
2008-2009	21,0	19,5	20,1	19,9	20,2	21,6	25,2	23,0	22,5	22,5	22,9	23,1	21,8
2009-2010	22,8	21,3	21,3	20,1	19,2	24,0	23,7	23,0	23,0	23,0	22,4	23,3	22,3
2010-2011	23,0	22,4	21,2	21,7	19,2	23,0	23,9	23,7	23,5	23,5	23,7	23,8	22,7
2011-2012	23,1	22,0	21,4	21,9	19,2	23,0	23,5	23,0	23,4	22,8	23,2	23,1	22,5
2012-2013	22,5	21,4	21,5	22,2	19,2	23,4	24,2	23,3	22,5	22,7	22,8	22,5	22,4
2013-2014	23,1	22,4	22,1	21,4	19,2	23,6	24,4	23,9	22,8	23,7	24,1	23,5	22,9
2014-2015	23,3	22,7	22,2	21,7	19,2	21,9	25,3	25,1	23,8	24,0	25,0	24,4	23,2
Promedio mensual	21,7	20,5	20,3	20,1	19,3	22,5	23,4	23,1	22,3	22,2	22,5	22,5	21,7

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Precipitación durante el periodo de investigación

Tabla 55. Información metereológica (Precipitación) año hidrológico 2015-2016 consolidado por estaciones.

Estaciones / meses	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Total
Batallón	170,6	55,2	6,6	0,0	0,0	32,4	10,8	206,7	165,5	77,8	207,1	164,5	1097,2
Quiebramontes	127,5	56,9	30,6	0,0	0,0	24,7	19,6	141,4	224,4	99,5	205,8	147,2	1077,6
Rincón de dolores	251,5	99,6	27,9	12,5	35,6	54,7	55,2	115,1	221,5	134,5	182,2	184,8	1375,1
San Matías	136,3	62,3	75,6	24,6	22,7	16,3	42,1	166,0	263,4	132,4	166,8	152,7	1261,2
Promedio mensual	171,5	68,5	35,2	9,3	14,6	32,0	31,9	157,3	218,7	111,1	190,5	162,3	1202,8

Temperatura durante el periodo de investigación

Tabla 56. Información metereológica (Temperaturas) año hidrológico 2015-2016 consolidado por estaciones.

Estaciones / meses	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Promedio Anual
Batallón	23,6	22,7	23,0	21,8	21,4	24,2	25,9	25,6	23,4	23,6	23,9	23,6	23,6
Quiebramontes	25,8	25,2	25,0	24,3	20,6	25,9	27,7	27,7	25,4	25,5	26,4	25,7	25,4
Rincón de dolores	22,9	22,3	22,0	21,4	17,7	23,0	24,8	24,8	22,5	22,6	23,5	22,8	22,5
San Matías	23,9	23,3	23,0	22,4	18,7	24,0	25,8	25,8	23,5	23,6	24,5	23,8	23,5
Promedio mensual	24,1	23,4	23,3	22,5	19,6	24,3	26,1	26,0	23,7	23,8	24,6	24,0	23,8

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Anexos del objetivo #2

Pronósticos del fenómeno de El Niño y La Niña de acuerdo al IRI/ENSO

Tabla 57. Reportes rápidos de los pronósticos de la IRI/ENSO para los fenómenos de El Niño y La Niña, periodo 2002 – 2005.

2002	Pronóstico	2003	Pronóstico	2004	Pronóstico	2005	Pronóstico
Enero	No disponible	Enero	El Niño	Enero	Neutral	Enero	El Niño débil
Febrero	No disponible	Febrero	El Niño	Febrero	Neutral	Febrero	El Niño débil
Marzo	Neutral	Marzo	El Niño	Marzo	Neutral	Marzo	Neutral
Abril	El Niño	Abril	Neutral	Abril	Neutral	Abril	Neutral
Mayo	El Niño	Mayo	Neutral	Mayo	Neutral	Mayo	Neutral
Junio	El Niño	Junio	Neutral	Junio	Neutral	Junio	Neutral
Julio	El Niño	Julio	Neutral	Julio	Neutral	Julio	Neutral
Agosto	El Niño	Agosto	Neutral	Agosto	El Niño débil	Agosto	Neutral
Septiembre	El Niño	Septiembre	Neutral	Septiembre	El Niño débil	Septiembre	Neutral
Octubre	El Niño	Octubre	Neutral	Octubre	El Niño débil	Octubre	Neutral
Noviembre	El Niño	Noviembre	Neutral	Noviembre	El Niño débil	Noviembre	Neutral
Diciembre	El Niño	Diciembre	Neutral	Diciembre	El Niño débil	Diciembre	Neutral

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 58. Reportes rápidos de los pronósticos de la IRI/ENSO para los fenómenos de El Niño y La Niña, periodo 2006 – 2009.

2006	Pronóstico	2007	Pronóstico	2008	Pronóstico	2009	Pronóstico
Enero	Neutral	Enero	El Niño débil	Enero	La Niña débil	Enero	La Niña débil
Febrero	La Niña débil	Febrero	Neutral	Febrero	La Niña débil	Febrero	La Niña débil
Marzo	La Niña débil	Marzo	Neutral	Marzo	La Niña débil	Marzo	La Niña débil
Abril	Neutral	Abril	Neutral	Abril	La Niña débil	Abril	Neutral
Mayo	Neutral	Mayo	Neutral	Mayo	La Niña débil	Mayo	Neutral
Junio	Neutral	Junio	Neutral	Junio	Neutral	Junio	El Niño débil
Julio	Neutral	Julio	Neutral	Julio	Neutral	Julio	El Niño débil
Agosto	Neutral	Agosto	Neutral	Agosto	Neutral	Agosto	El Niño débil
Septiembre	El Niño débil	Septiembre	Neutral	Septiembre	Neutral	Septiembre	El Niño
Octubre	El Niño	Octubre	Neutral	Octubre	Neutral	Octubre	El Niño
Noviembre	El Niño	Noviembre	La Niña débil	Noviembre	Neutral	Noviembre	El Niño
Diciembre	El Niño débil	Diciembre	La Niña débil	Diciembre	Neutral	Diciembre	El Niño

Tabla 59. Reportes rápidos de los pronósticos de la IRI/ENSO para los fenómenos de El Niño y La Niña, periodo 2010 – 2013.

2010	Pronóstico	2011	Pronóstico	2012	Pronóstico	2013	Pronóstico
Enero	El Niño	Enero	La Niña	Enero	La Niña débil	Enero	Neutral
Febrero	El Niño	Febrero	La Niña	Febrero	La Niña débil	Febrero	Neutral
Marzo	El Niño débil	Marzo	La Niña débil	Marzo	Neutral	Marzo	Neutral
Abril	El Niño débil	Abril	La Niña débil	Abril	Neutral	Abril	Neutral
Mayo	Neutral	Mayo	Neutral	Mayo	Neutral	Mayo	Neutral
Junio	Neutral	Junio	Neutral	Junio	Neutral	Junio	Neutral
Julio	La Niña débil	Julio	Neutral	Julio	Neutral	Julio	Neutral
Agosto	La Niña	Agosto	Neutral	Agosto	El Niño	Agosto	Neutral
Septiembre	La Niña fuerte	Septiembre	La Niña débil	Septiembre	El Niño	Septiembre	Neutral
Octubre	La Niña fuerte	Octubre	La Niña débil	Octubre	El Niño débil	Octubre	Neutral
Noviembre	La Niña fuerte	Noviembre	La Niña débil	Noviembre	Neutral	Noviembre	Neutral
Diciembre	La Niña	Diciembre	La Niña débil	Diciembre	Neutral	Diciembre	Neutral

Disponibilidad y calidad del agua en el embalse Los Laureles de Tegucigalpa, Honduras y su relación por efecto de la variabilidad climática.

Tabla 60. Reportes rápidos de los pronósticos de la IRI/ENSO para los fenómenos de El Niño y La Niña, periodo 2014 – 2016.

2014	Pronóstico	2015	Pronóstico	2016	Pronóstico
Enero	Neutral	Enero	El Niño débil	Enero	El Niño fuerte
Febrero	Neutral	Febrero	Neutral	Febrero	El Niño
Marzo	Neutral	Marzo	El Niño débil	Marzo	El Niño
Abril	Neutral	Abril	El Niño débil	Abril	El Niño
Mayo	Neutral	Mayo	El Niño	Mayo	El Niño débil
Junio	Neutral	Junio	El Niño	Junio	Neutral
Julio	Neutral	Julio	El Niño	Julio	Neutral
Agosto	Neutral	Agosto	El Niño fuerte	Agosto	La Niña débil
Septiembre	El Niño débil	Septiembre	El Niño fuerte	Septiembre	La Niña débil
Octubre	El Niño débil	Octubre	El Niño fuerte	Octubre	La Niña débil
Noviembre	El Niño débil	Noviembre	El Niño fuerte		
Diciembre	El Niño débil	Diciembre	El Niño fuerte		

Tabla 61. Parámetros físico-químicos analizados en agua del embalse “Los Laureles” con su metodología y límite de detección.

Ítem	Parámetro	Método de análisis SMWW*	Límite de Detección
1	Alcalinidad	Volumétrico Parte 2320-B	1,0 mg/l CaCO ₃
2	Amonio	Espectrofotométrico, 3502	0,04 mg/l NH ₃ -N
3	Calcio	Volumétrico Parte 2340	0,13 mg/l Ca
4	Conductividad	Puente de Wheatstone 2510-B	1,0 µS/cm
5	Color Aparente	Comparación Visual 2120-B	1,0 UC
6	Cloruros	Volumétrico por Método Argentométrico 4500-Cl-3	1,00 mg/l Cl-
7	Dureza	Volumétrico, 2340C	0,187 mg/l CaCO ₃
8	Magnesio	Volumétrico 2340C	0,058 mg/l
9	Nitratos	Espectrofotométrico, 352.1	0,29 mg/l
10	Nitritos	Espectrofotométrico, 354.1	0,008 mg/l
11	pH	Electrométrico 4500-B	0,001 U. de pH
12	Potasio	Espectroscopia de emisión atómica, plasma ICP 3500	1,18 mg/l
13	Sólidos Totales Disueltos	Gravimétrico 2540-B	1,0 mg/l
14	Turbiedad	Nefelométrico 2130-B	0,10 NTU

*SMWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, online, 2016, APHA-AWWA-WEF.

Tabla 62. Parámetros microbiológicos analizados en agua del embalse “Los Laureles” con su metodología y límite de detección

Ítem	Parámetro	Método de análisis SMWW*	Límite de Detección
1	Coliformes Totales	Membrana Filtrante 9222 B	1 UFC
2	<i>Escherichia coli</i>	Enzimático/cromogénico 9221 F	Presencia/Ausencia

*SMWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, online, 2016, APHA-AWWA-WEF.

Tabla 63. Metales y metaloides analizados en agua del embalse “Los Laureles” con su metodología y límite de detección.

Parámetro	Método de análisis SMWW*	Límite de Detección
Aluminio	Espectroscopia de emisión atómica, plasma ICP 3500	0,07 mg/l
Arsénico	Espectroscopia de absorción atómica, generación de hidruros 3114	0,01 mg/l
Cadmio	Espectroscopia de absorción atómica, horno de grafito 3113	0,003 mg/l
Cromo	Espectroscopia de absorción atómica, horno de grafito 3113	0,05 mg/l
Hierro	Espectroscopia de absorción Atómica, llama directa 3111	0,11 mg/l
Manganeso	Espectroscopia de emisión atómica, plasma ICP 3500	0,08 mg/l
Zinc	Espectroscopia de emisión atómica, plasma ICP 3500	0,11 mg/l

*SMWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, online, 2016, APHA-AWWA-WEF.

Tabla 64. Valores guía o directrices usadas de referencia para los metales, metaloides y parámetros físico-químicos de interés para el uso de consumo humano.

Parámetros	Norma Técnica Hondureña (Valor Máximo admisible)
Aluminio (mg/L)	0,2
Amonio (mg/L)	0,5
Arsénico (mg/L)	0,01
Cadmio (mg/L)	0,003
Calcio (mg/L CaCO ₃)	100
Cloruros (mgCl-/L)	250
Coliformes totales (UFC)	3
Color (UC)	15
Conductividad (μS/cm)	400
Cromo total (mg/L)	0.05
Dureza (mg/L CaCO ₃)	400
E-coli (A/P)	0
Hierro (mg/L)	0,3
Magnesio (mg/L CaCO ₃)	50
Manganeso (mg/L)	0,5
Nitrato (mg/L)	50
Nitrito (mg/L)	0,1
Potasio (mg/L)	10
STD (mg/L)	1000
Turbiedad (UNT)	5
Zinc (mg/L)	3

Tabla 65. Criterios o directrices usados de referencia para los metales, metaloides y parámetros físico-químicos de interés para el uso de protección de la vida acuática.

Parámetros	EPA (agudo)	EPA (Crónico)	CCME
Alcalinidad (mg/L)	N/A	20 (Mínimo)	N/A
Aluminio (mg/L)	0,75	0,087	0,1
Amonio (mg/L)	Valor dependiente del pH y la temperatura		
Arsénico (mg/L)	0,34	0,15	0,005
Cadmio (mg/L)	0,00037	0,00072	0,001
Cloruros (mgCl-/L)	860	230	120
Color	Narrativo	Narrativo	Narrativo
Cromo total (mg/L)	0,586	0,085	0,0099
Dureza	Narrativo	Narrativo	N/A
Hierro (mg/L)	0,3	1	0,3
Nitrito (mg/L)	N/A	N/A	0.06
Nitrato (mg/L)	N/A	N/A	13
Oxígeno Disuelto* (mg/L)	3	3	5,5
pH	N/A	6,5 – 9	6,5 - 9
Sólidos suspendidos** (mg/L)	22	22	27
Turbiedad (NTU)	Narrativo	Narrativo	80
Zinc (mg/L)	0,12	0,12	0,03

*Valor mínimo que permite la vida de especímenes adultos

**Los SS en las normas EPA para protección de vida acuática no deben exceder en un 10 % a la concentración en el sitio de referencia (cortina), para CCME no lo debe exceder por más de 5 mg/L.

Tabla 66. Resultados de WQI para parámetros de acuerdo a directrices Canadienses (CCME) uso de protección de la vida acuática.

Parámetros / Año (No. muestreos)	Aluminio			Amonio			Arsénico			Cloruros			Cadmio			Cromo T.			Hierro			Nitratos			pH			Zinc		
Puntos de muestreo	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
2002 (2)	☒	☒	☒	☑	☑	☑	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2003 (2)	☑	☑	☑	☒	☒	☑	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2004 (3)	☒	☒	☒	☑	☑	☑	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2005 (2)	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2006 (2)	☑	☑	☑	☑	☑	☒	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2007 (1)	☑	☑	☑	☒	☑	☒	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2008 (2)	☑	☑	☑	☒	☒	☒	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☒	○	○	○
2009 (2)	☑	☑	☑	☑	☑	☒	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☒	☑	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2010 (4)	○	○	○	☑	☒	☒	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☑	☑	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2011 (17)	○	○	○	☒	☒	☒	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2012 (2)	○	○	○	☑	☑	☒	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☑	☑	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2013 (4)	○	○	○	☒	☒	☒	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2014 (4)	○	○	○	☒	☒	☒	○	○	○	☑	☑	☑	○	○	○	○	○	○	☑	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2015 (8)	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☒	☒	☒	☑
2016 (4)	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☒	☒	☒

C1= Cortina, C2= Centro, C3= Cola, ○= No muestreado, ☑= Dentro de lo normado, ☒= Falló de 1 a 10 veces, ☒= Falló de 11 a 25 veces, ☒= Falló más de 25 veces la norma o directriz.

Tabla 67. Resultados de WQI para parámetros de acuerdo a USEPA para uso de protección de la vida acuática.

Parámetros / Año (No. muestreos)	Alcalinidad			Aluminio			Arsénico			Cloruros			Cadmio			Clomo T.			Hierro			Amonio			pH			Zinc			
Puntos de muestreo	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	
2002 (2)	✓	✓	✓	✗	✗	✗	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	○	○	○
2003 (2)	✗	✗	✓	✓	✓	✓	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✓	✓	○	○	○	
2004 (3)	✓	✓	✓	✗	✗	✗	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	○	○	○	
2005 (2)	✗	✗	✓	✓	✓	✓	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	○	○	○	
2006 (2)	✗	✗	✗	✓	✗	✓	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✓	○	○	○	
2007 (1)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✓	✗	✓	✓	✓	○	○	○	
2008 (2)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✗	○	○	○	
2009 (2)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✓	○	○	○	
2010 (4)	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	○	○	○	
2011 (17)	✗	✗	✗	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	○	○	○	
2012 (2)	✗	✗	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	○	○	○	
2013 (4)	✓	✓	✗	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✓	✓	○	○	○	
2014 (4)	✓	✓	✗	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	○	○	○	
2015 (8)	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✓	✓		
2016 (4)	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✗	

C1= Cortina, C2= Centro, C3= Cola, ○= No muestreado, ✓= Dentro de lo normado, ✗= Falló de 1 a 10 veces, ✗= Falló de 11 a 25 veces, ✗= Falló más de 25 veces la norma o directriz.

Tabla 68. Resultados de WQI para parámetros de acuerdo a la Norma de Calidad de Agua de Honduras para uso de consumo humano.

Parámetros / Año (No. muestreos)	<i>E-coli</i>			Al			NH ₄			As			Cd			Cl ⁻			Color			C.T.		
Puntos de muestreo	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
2002 (2)	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✓	✗
2003 (2)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2004 (3)	✓	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2005 (2)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✓	✓	✗
2006 (2)	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✓	✗	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2007 (1)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✗	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2008 (2)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✗	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2009 (2)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2010 (4)	✓	✓	✓	○	○	○	✗	✗	✗	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2011 (17)	✓	✓	✓	○	○	○	✗	✗	✗	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2012 (2)	✓	✓	✓	○	○	○	✓	✓	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2013 (4)	✓	✓	✓	○	○	○	✗	✗	✓	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2014 (4)	✓	✓	✓	○	○	○	✗	✗	✗	○	○	○	○	○	○	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2015 (8)	✗	✗	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗
2016 (4)	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✓	✓	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗

C1= Cortina, C2= Centro, C3= Cola, C.T.= Coliformes totales, ○= No muestreado, ✓= Dentro de lo normado, ✗= Falló de 1 a 10 veces, ✗= Falló de 11 a 25 veces, ✗= Falló más de 25 veces la norma o directriz.

Tabla 69. Resultados de WQI para parámetros de acuerdo a la Norma de Calidad de Agua de Honduras para uso de consumo humano.

Parámetros / Año (No. muestreos)	Fe			Mn			Cr-T			Tur.			STD			NO ₃			pH			Zn		
Puntos de muestreo	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
2002 (2)	☒	☑	☑	☑	☒	☒	○	○	○	☒	☒	☒	○	○	○	☑	☑	☑	☑	☑	☒	○	○	○
2003 (2)	☑	☑	☑	☒	☒	☒	○	○	○	☒	☒	☒	○	○	○	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2004 (3)	☑	☑	☑	☒	☒	☒	○	○	○	☒	☒	☒	○	○	○	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2005 (2)	☑	☑	☑	☑	☑	☒	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2006 (2)	☑	☑	☑	☒	☒	☑	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2007 (1)	☒	☒	☒	☑	☑	☑	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2008 (2)	☒	☒	☑	☑	☑	☑	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☒	○	○	○
2009 (2)	☒	☑	☒	☑	☑	☒	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2010 (4)	☑	☑	☒	☑	☑	☑	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2011 (17)	☒	☒	☒	☑	☑	☒	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2012 (2)	☑	☑	☒	☑	☑	☒	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2013 (4)	☒	☒	☒	○	○	○	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2014 (4)	☑	☒	☒	☑	○	☑	○	○	○	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	○	○	○
2015 (8)	☒	☒	☒	☑	☑	☒	☑	☑	☑	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☒	☒	☑	☑	☑	☑
2016 (4)	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☒	☒	☒	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑	☑

C1= Cortina, C2= Centro, C3= Cola, Tur.= turbidez, STD= Sólidos totales disueltos, ○= No muestreado, ☑= Dentro de lo normado, ☒= Falló de 1 a 10 veces, ☒= Falló de 11 a 25 veces, ☒= Falló más de 25 veces la norma o directriz.

Anexos del objetivo #3

Tabla 70. Lista taxonómica del fitoplancton del embalse “Los Laureles”, durante el período de estudio (nov. 2015 – marzo 2016)

Cyanophyta	15. <i>Eutetramorus fottii</i>	2. <i>Cyclotella</i> sp.
1. <i>Anabaena planctonicum</i>	16. <i>Kirchneriella lunaris</i>	3. <i>Navicula</i> sp.
2. <i>Aphanocapsa</i> sp.	17. <i>Kirchneriella</i> sp.	4. <i>Nitzschia</i> sp.
3. <i>Chroococcus</i> sp.	18. <i>Monoraphidium</i> sp.	5. <i>Synedra ulna</i>
4. <i>Cylindrospermopsis</i> sp.	19. <i>Nephrocystium</i> sp.	
5. <i>Spirulina laxissima</i>	20. <i>Oocystis</i> sp.	Euglenophyta
	21. <i>Pediastrum tetras</i>	1. <i>Lepocinclis ovum</i>
Chlorophyta	22. <i>Phacotus</i> sp.	2. <i>Phacus pyrum</i>
1. <i>Actinastrum hantzschii</i>	23. <i>Pteromonas</i> sp.	3. <i>Phacus tortus</i>
2. <i>Actinastrum</i> sp.	24. <i>Scenedesmus quadricauda</i>	4. <i>Strombomonas deflandrei</i>
3. <i>Ankistrodesmus</i> sp.	25. <i>Scenedesmus</i> sp.	5. <i>Strombomonas</i> sp.
4. <i>Chlamydomonas</i> sp.	26. <i>Schroederia</i> sp.	6. <i>Trachelomonas granulosa</i>
5. <i>Chlorolobion</i> sp.	27. <i>Staurastrum iversenii</i>	7. <i>Trachelomonas planctonica</i>
6. <i>Closterium acutum</i>	28. <i>Staurastrum</i> sp.	8. <i>Trachelomonas</i> sp.
7. <i>Closterium limneticum</i>	29. <i>Tetraedron minimum</i>	9. <i>Trachelomonas volvocina</i>
8. <i>Coelastrum indicum</i>	30. <i>Tetraedron</i> sp.	
9. <i>Coelastrum reticulatum</i>	31. <i>Tetrastum staurogeniaeforme</i>	Chrysophyta
10. <i>Coelastrum</i> sp.	32. <i>Treubaria triappendiculata</i>	1. <i>Mallomonas</i> sp.
11. <i>Crucigenia tetrapedia</i>		
12. <i>Dicloster</i> sp.	Bacillariophyta	Dinophyta
13. <i>Dictyosphaerium</i> sp.	1. <i>Aulacoseira granulata</i>	1. <i>Peridinium</i> sp.
14. <i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>		

Tabla 71. Lista taxonómica del zooplancton del embalse “Los Laureles”, durante el período de estudio (Noviembre 2015 a Marzo 2016)

Rotífera	12. <i>Keratella tropica</i>	4. <i>Macrothrix</i> sp.
1. <i>Anuraeopsis</i> sp.	13. <i>Monostyla lunaris</i>	5. <i>Moina micrura</i>
2. <i>Brachionus angularis</i>	14. <i>Platyias quadricornis</i>	
3. <i>Brachionus calyciflorus</i>	15. <i>Polyarthra</i> sp.	Copépoda
4. <i>Brachionus havanaensis</i>	16. <i>Ptygura</i> sp.	1. <i>Arctodiaptomus dorsalis</i>
5. <i>Caphalodella</i> sp.	17. <i>Trichocerca pusilla</i>	2. <i>Mesocyclops longisetus</i>
6. <i>Filinia longiseta</i>	18. <i>Trichocerca similis</i>	3. <i>Thermocyclops crassus</i>
7. <i>Filinia opoliensis</i>		4. <i>Thermocyclops inversus</i>
8. <i>Filinia terminalis</i>	Cladócera	
9. <i>Hexarthra</i> sp.	1. <i>Bosmina longirostris</i>	
10. <i>Keratella americana</i>	2. <i>Ceriodaphnia comuta</i>	
11. <i>Keratella cochlearis</i>	3. <i>Daphnia curvirostris</i>	

Tabla 72. Índices de riqueza de Margalef y Menhinick para fitoplancton.

Punto	Muestreo	Especie Dominante	%	Margalef	Menhinick
Cortina	Nov. 2015	<i>Aulacoseira granulata</i>	95,7	0,47	0,0017
	Ene. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	86,6	0,12	0,0010
	Feb. 2016	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	48,6	1,10	0,0052
	Mar. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	32,2	0,96	0,0063
Centro	Nov. 2015	<i>Aulacoseira granulata</i>	97,5	0,28	0,0008
	Ene. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	85,6	0,56	0,0032
	Feb. 2016	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	39,1	1,32	0,0057
	Mar. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	29,2	0,58	0,0042
Cola	Nov. 2015	<i>Aulacoseira granulata</i>	82,6	0,35	0,0012
	Ene. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	61,0	0,44	0,0031
	Feb. 2016	<i>Trachelomonas volvocina</i>	32,6	1,32	0,0054
	Mar. 2016	<i>Trachelomonas</i> sp.	67,1	0,70	0,0026

Tabla 73. Índices de equidad de Shannon-Wiener y Pielou para fitoplancton.

Punto	Muestreo	Especie Dominante	%	Shannon-Wiener	Pielou
Cortina	Nov. 2015	<i>Aulacoseira granulata</i>	95,7	0,25	0,12
	Ene. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	86,6	0,43	0,39
	Feb. 2016	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	48,6	1,80	0,62
	Mar. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	32,2	1,87	0,67
Centro	Nov. 2015	<i>Aulacoseira granulata</i>	97,5	0,14	0,09
	Ene. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	85,6	0,62	0,28
	Feb. 2016	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	39,1	2,13	0,69
	Mar. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	29,2	1,92	0,69
Cola	Nov. 2015	<i>Aulacoseira granulata</i>	82,6	0,53	0,30
	Ene. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	61,0	0,84	0,41
	Feb. 2016	<i>Trachelomonas volvocina</i>	32,6	2,26	0,73
	Mar. 2016	<i>Trachelomonas</i> sp.	67,1	1,16	0,45

Tabla 74. Índices de dominancia de Simpson y Berger-Parker para fitoplancton.

Punto	Muestreo	Especie Dominante	%	Simpson	Berger-Parker
Cortina	Nov. 2015	<i>Aulacoseira granulata</i>	95,7	0,08	0,96
	Ene. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	86,6	0,23	0,87
	Feb. 2016	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	48,6	0,72	0,49
	Mar. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	32,2	0,79	0,32
Centro	Nov. 2015	<i>Aulacoseira granulata</i>	97,5	0,05	0,97
	Ene. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	85,6	0,26	0,86
	Feb. 2016	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i>	39,1	0,80	0,39
	Mar. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	29,2	0,80	0,29
Cola	Nov. 2015	<i>Aulacoseira granulata</i>	82,6	0,29	0,83
	Ene. 2016	<i>Anabaena planctonicum</i>	61,0	0,50	0,61
	Feb. 2016	<i>Trachelomonas volvocina</i>	32,6	0,84	0,33
	Mar. 2016	<i>Trachelomonas</i> sp	67,1	0,52	0,67

Tabla 75. Índices de riqueza de Margalef y Menhinick para Zooplancton.

Punto	Muestreo	Especie Dominante	%	Margalef	Menhinick
Cortina	Nov. 2015	<i>Keratella cochlearis</i>	50,0	0,77	0,028
	Ene. 2016	<i>Anuraeopsis</i> sp.	32,5	1,21	0,033
	Feb. 2016	<i>Brachionus angularis</i>	73,6	0,84	0,018
	Mar. 2016	<i>Keratella cochlearis</i>	62,0	0,83	0,026
Centro	Nov. 2015	<i>Keratella cochlearis</i>	33,5	0,38	0,008
	Ene. 2016	<i>Anuraeopsis</i> sp.	59,3	1,28	0,033
	Feb. 2016	<i>Brachionus angularis</i>	42,1	0,77	0,017
	Mar. 2016	<i>Keratella cochlearis</i>	58,0	1,09	0,037
Cola	Nov. 2015	<i>Keratella cochlearis</i>	28,8	0,94	0,009
	Ene. 2016	<i>Brachionus havanaensis</i>	20,9	1,29	0,047
	Feb. 2016	<i>Polyarthra</i> sp.	28,6	0,97	0,017
	Mar. 2016	<i>Keratella cochlearis</i>	57,0	0,98	0,012

Tabla 76. Índices de equidad de Pielou y Shannon-Wiener para Zooplancton.

Punto	Muestreo	Especie Dominante	%	Pielou	Shannon-Wiener
Cortina	Nov. 2015	<i>Keratella cochlearis</i>	50,0	0,67	1,54
	Ene. 2016	<i>Daphnia curvirostris</i>	39,5	0,62	1,71
	Feb. 2016	<i>Brachionus angularis</i>	73,6	0,37	0,92
	Mar. 2016	<i>Keratella cochlearis</i>	62,0	0,37	0,87
Centro	Nov. 2015	<i>Keratella cochlearis</i>	33,5	0,89	1,59
	Ene. 2016	<i>Anuraeopsis</i> sp.	59,3	0,54	1,52
	Feb. 2016	<i>Brachionus angularis</i>	42,1	0,55	1,31
	Mar. 2016	<i>Keratella cochlearis</i>	58,0	0,34	0,91
Cola	Nov. 2015	<i>Keratella cochlearis</i>	28,8	0,68	1,85
	Ene. 2016	<i>Brachionus havanaensis</i>	20,9	0,79	2,20
	Feb. 2016	<i>Polyarthra</i> sp.	28,6	0,66	1,79
	Mar. 2016	<i>Keratella cochlearis</i>	57,0	0,41	1,13

Tabla 77. Índices de dominancia de Simpson y Berger-Parker para Zooplancton.

Punto	Muestreo	Especie Dominante	%	Simpson	Berger-Parker
Cortina	Nov. 2015	<i>Keratella cochlearis</i>	50,0	0,69	0,50
	Ene. 2016	<i>Daphnia curvirostris</i>	39,5	0,73	0,40
	Feb. 2016	<i>Brachionus angularis</i>	73,6	0,43	0,74
	Mar. 2016	<i>Keratella cochlearis</i>	62,0	0,50	0,62
Centro	Nov. 2015	<i>Keratella cochlearis</i>	33,5	0,78	0,33
	Ene. 2016	<i>Anuraeopsis</i> sp.	59,3	0,62	0,59
	Feb. 2016	<i>Brachionus angularis</i>	42,1	0,68	0,42
	Mar. 2016	<i>Keratella cochlearis</i>	58,0	0,52	0,58
Cola	Nov. 2015	<i>Keratella cochlearis</i>	28,8	0,80	0,29
	Ene. 2016	<i>Brachionus havanaensis</i>	20,9	0,86	0,21
	Feb. 2016	<i>Polyarthra</i> sp.	28,6	0,79	0,29
	Mar. 2016	<i>Keratella cochlearis</i>	57,0	0,58	0,57

Tabla 78. Cuadro comparativo de índice de Carlson (1977) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando clorofila-a.

Punto	Campaña de muestreo	Valor	Estado Trófico
Cortina	Nov. 2015	69	Eutrófico
	Ene. 2016	84	Hipereutrófico
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	63	Eutrófico
	Sep. 2016	49	Mesotrófico
Centro	Nov. 2015	74	Eutrófico
	Ene. 2016	84	Hipereutrófico
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	74	Eutrófico
	Sep. 2016	56	Mesotrófico
Cola	Nov. 2015	79	Eutrófico
	Ene. 2016	75	Eutrófico
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	81	Hipereutrófico
	Sep. 2016	66	Eutrófico

S/D = Sin datos, N/A = No Aplica

Tabla 79. Cuadro comparativo de índice de Carlson (1977) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Transparencia (Disco Secchi).

Punto	Campaña de muestreo	Valor	Estado Trófico
Cortina	Nov. 2015	73	Eutrófico
	Ene. 2016	73	Eutrófico
	Feb. 2016	72	Eutrófico
	Mar. 2016	71	Eutrófico
	Sep. 2016	80	Eutrófico
Centro	Nov. 2015	69	Eutrófico
	Ene. 2016	72	Eutrófico
	Feb. 2016	73	Eutrófico
	Mar. 2016	71	Eutrófico
	Sep. 2016	80	Eutrófico
Cola	Nov. 2015	73	Eutrófico
	Ene. 2016	72	Eutrófico
	Feb. 2016	72	Eutrófico
	Mar. 2016	74	Eutrófico
	Sep. 2016	80	Eutrófico

Tabla 80. Cuadro comparativo de índice de Carlson y Simpson (1996) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando clorofila-a.

Punto	Campaña de muestreo	Valor	Estado Trófico
Cortina	Nov. 2015	60	Eutrófico
	Ene. 2016	75	Eutrófico
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	54	Mesotrófico
	Sep. 2016	40	Mesotrófico
Centro	Nov. 2015	65	Eutrófico
	Ene. 2016	75	Eutrófico
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	65	Eutrófico
	Sep. 2016	47	Mesotrófico
Cola	Nov. 2015	70	Eutrófico
	Ene. 2016	66	Eutrófico
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	72	Eutrófico
	Sep. 2016	57	Mesotrófico

S/D = Sin datos, N/A = No Aplica

Tabla 81. Cuadro comparativo de índice de Toledo Jr. Modificado (1985) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando clorofila-a.

Punto	Campaña de muestreo	Valor	Estado Trófico
Cortina	Nov. 2015	70	Eutrófico
	Ene. 2016	85	Eutrófico
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	63	Eutrófico
	Sep. 2016	49	Mesotrófico
Centro	Nov. 2015	75	Eutrófico
	Ene. 2016	85	Eutrófico
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	75	Eutrófico
	Sep. 2016	56	Eutrófico
Cola	Nov. 2015	80	Eutrófico
	Ene. 2016	76	Eutrófico
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	82	Eutrófico
	Sep. 2016	66	Eutrófico

S/D = Sin datos, N/A = No Aplica

Tabla 82. Cuadro comparativo de índice de Toledo Jr. Modificado (1985) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Transparencia (Disco Secchi).

Punto	Campaña de muestreo	Valor	Estado Trófico
Cortina	Nov. 2015	66	Eutrófico
	Ene. 2016	67	Eutrófico
	Feb. 2016	66	Eutrófico
	Mar. 2016	64	Eutrófico
	Sep. 2016	74	Eutrófico
Centro	Nov. 2015	62	Eutrófico
	Ene. 2016	65	Eutrófico
	Feb. 2016	67	Eutrófico
	Mar. 2016	64	Eutrófico
	Sep. 2016	74	Eutrófico
Cola	Nov. 2015	67	Eutrófico
	Ene. 2016	65	Eutrófico
	Feb. 2016	66	Eutrófico
	Mar. 2016	68	Eutrófico
	Sep. 2016	74	Eutrófico

Tabla 83. Cuadro comparativo de índice de Margalef (1975; 1983) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando clorofila-a.

Punto	Campaña de muestreo	Valor	Estado Trófico
Cortina	Nov. 2015	20,77	Eutrofización Avanzada
	Ene. 2016	93,8	Eutrofización Avanzada.
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	10,72	Eutrofización Avanzada
	Sep. 2016	2,68	Moderadamente Eutrófico
Centro	Nov. 2015	33,5	Eutrofización Avanzada.
	Ene. 2016	92,46	Eutrofización Avanzada
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	34,84	Eutrofización Avanzada
	Sep. 2016	5,36	Eutrofización Avanzada
Cola	Nov. 2015	57,62	Eutrofización Avanzada
	Ene. 2016	37,52	Eutrofización Avanzada
	Feb. 2016	S/D	N/A
	Mar. 2016	71,02	Eutrofización Avanzada
	Sep. 2016	14,29	Eutrofización Avanzada

S/D = Sin datos, N/A = No Aplica

Tabla 84. Cuadro comparativo de índice de Margalef (1975; 1983) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Nitratos.

Punto	Campaña de muestreo	Valor	Estado Trófico
Cortina	Nov. 2015	S/D	N/A
	Ene. 2016	470	Eutrofización Avanzada
	Feb. 2016	260	Eutrofización Avanzada
	Mar. 2016	0	Moderadamente Eutrófico
	Sep. 2016	350	Eutrofización Avanzada
Centro	Nov. 2015	S/D	N/A
	Ene. 2016	473	Eutrofización Avanzada
	Feb. 2016	150	Eutrofización Avanzada
	Mar. 2016	0	Moderadamente Eutrófico
	Sep. 2016	320	Eutrofización Avanzada
Cola	Nov. 2015	S/D	N/A
	Ene. 2016	384	Eutrofización Avanzada
	Feb. 2016	20	Moderadamente Eutrófico
	Mar. 2016	0	Moderadamente Eutrófico
	Sep. 2016	200	Eutrofización Avanzada

S/D = Sin datos, N/A = No Aplica

Tabla 85. Cuadro comparativo de índice de Margalef (1975; 1983) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Número de células algas.

Punto	Campaña de muestreo	Valor	Estado Trófico
Cortina	Nov. 2015	26612	Eutrofización Avanzada
	Ene. 2016	8957	Eutrofización Avanzada
	Feb. 2016	13518	Eutrofización Avanzada
	Mar. 2016	6515	Eutrofización Avanzada
	Sep. 2016	S/D	N/A
Centro	Nov. 2015	52953	Eutrofización Avanzada
	Ene. 2016	10656	Eutrofización Avanzada
	Feb. 2016	18410	Eutrofización Avanzada
	Mar. 2016	5710	Eutrofización Avanzada
	Sep. 2016	S/D	N/A
Cola	Nov. 2015	32496	Eutrofización Avanzada
	Ene. 2016	6806	Eutrofización Avanzada
	Feb. 2016	16802	Eutrofización Avanzada
	Mar. 2016	25084	Eutrofización Avanzada
	Sep. 2016	S/D	N/A

S/D = Sin datos, N/A = No Aplica

Tabla 86. Cuadro comparativo de índice de Margalef (1975; 1983) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Transparencia (Disco Secchi).

Punto	Campaña de muestreo	Valor	Estado Trófico
Cortina	Nov. 2015	0,42	Eutrofización Avanzada
	Ene. 2016	0,4	Eutrofización Avanzada
	Feb. 2016	0,43	Eutrofización Avanzada
	Mar. 2016	0,48	Eutrofización Avanzada
	Sep. 2016	0,25	Eutrofización Avanzada
Centro	Nov. 2015	0,55	Eutrofización Avanzada
	Ene. 2016	0,45	Eutrofización Avanzada
	Feb. 2016	0,4	Eutrofización Avanzada
	Mar. 2016	0,48	Eutrofización Avanzada
	Sep. 2016	0,25	Eutrofización Avanzada
Cola	Nov. 2015	0,4	Eutrofización Avanzada
	Ene. 2016	0,45	Eutrofización Avanzada
	Feb. 2016	0,43	Eutrofización Avanzada
	Mar. 2016	0,37	Eutrofización Avanzada
	Sep. 2016	0,25	Eutrofización Avanzada

Tabla 87. Cuadro comparativo de índice de Vollenweider (1968) en Wetzel (1993) de estado trófico para el embalse “Los Laureles” usando Nitrógeno inorgánico

Punto	Campaña de muestreo	Valor	Estado Trófico
Cortina	Nov. 2015	0,72	Eutrófico
	Ene. 2016	1,25	Eutrófico
	Feb. 2016	0,99	Eutrófico
	Mar. 2016	0,60	Meso Eutrófico
	Sep. 2016	1,00	Eutrófico
Centro	Nov. 2015	0,74	Eutrófico
	Ene. 2016	1,14	Eutrófico
	Feb. 2016	0,76	Eutrófico
	Mar. 2016	0,60	Meso Eutrófico
	Sep. 2016	1,05	Eutrófico
Cola	Nov. 2015	0,67	Eutrófico
	Ene. 2016	0,81	Eutrófico
	Feb. 2016	0,52	Meso Eutrófico
	Mar. 2016	0,72	Eutrófico
	Sep. 2016	1,08	Eutrófico